

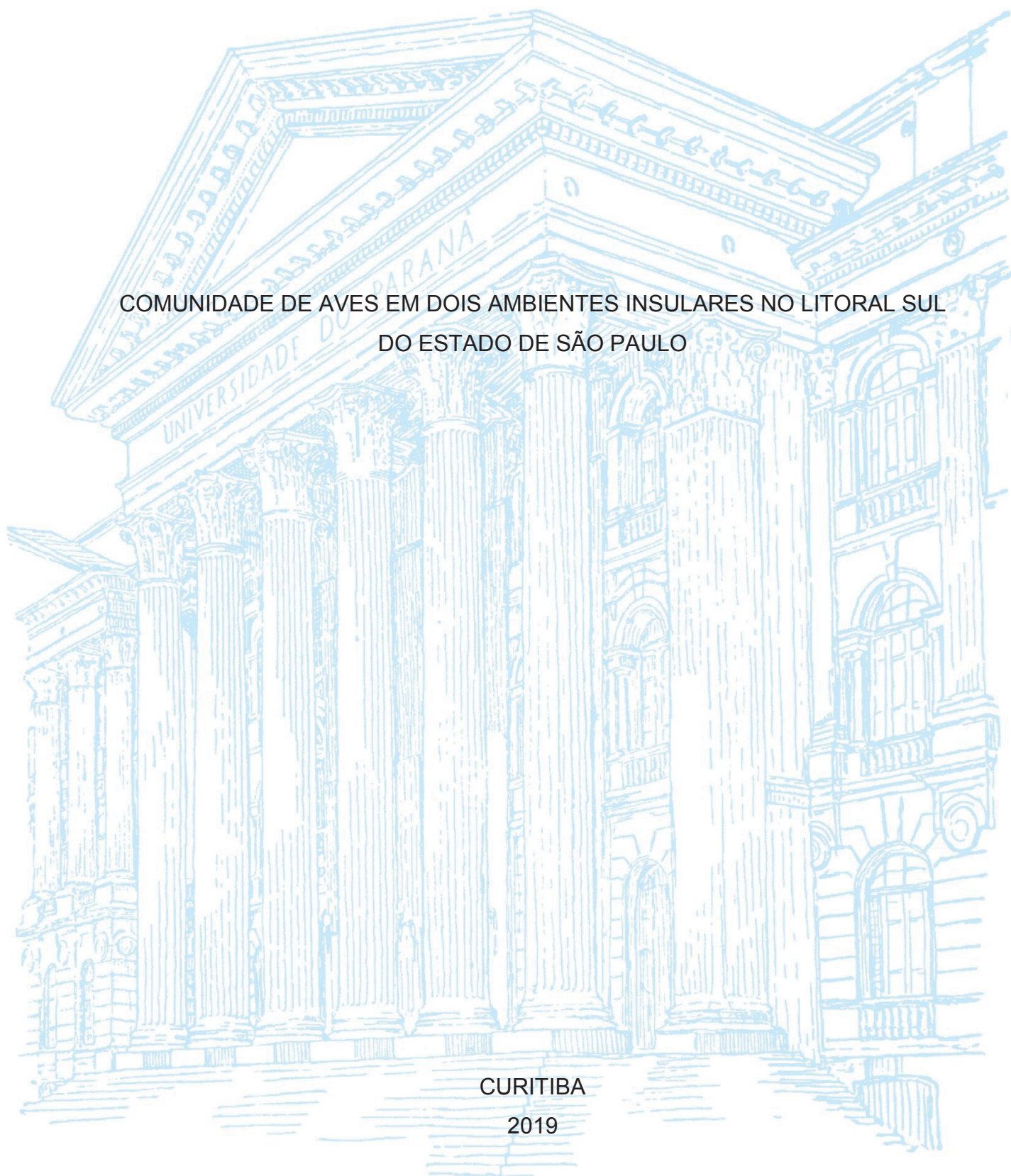
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

HENRIQUE CHUPIL

COMUNIDADE DE AVES EM DOIS AMBIENTES INSULARES NO LITORAL SUL
DO ESTADO DE SÃO PAULO

CURITIBA

2019



HENRIQUE CHUPIL

COMUNIDADE DE AVES EM DOIS AMBIENTES INSULARES NO LITORAL SUL
DO ESTADO DE SÃO PAULO

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em
Zoologia, Setor de Ciências Biológicas,
Universidade Federal do Paraná, como requisito
parcial à obtenção do título de Doutor em Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Emygdio Leite de Araujo
Monteiro-Filho.

CURITIBA

2019

Universidade Federal do Paraná. Sistema de Bibliotecas.
Biblioteca de Ciências Biológicas.
(Giana Mara Seniski Silva – CRB/9 1406)

Chupil, Henrique

Comunidade de aves em dois ambientes insulares no litoral sul do estado de São Paulo. / Henrique Chupil. – Curitiba, 2019.
206 p.: il.

Orientador: Emygdio Leite de Araujo Monteiro-Filho

Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

1. Aves 2. Biodiversidade - Conservação I. Título II. Monteiro-Filho, Emygdio Leite de Araujo, 1957- III. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

CDD (20. ed.) 598



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ZOOLOGIA -
40001016008P4

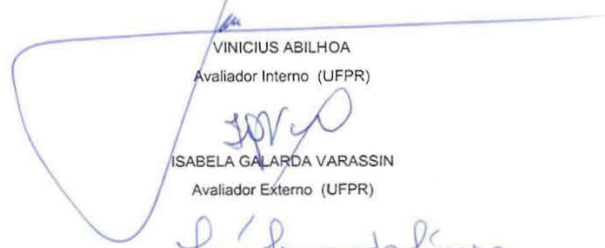
TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ZOOLOGIA da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **HENRIQUE CHUPIL** intitulada: **Comunidade de aves em dois ambientes insulares no litoral sul do Estado de São Paulo**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 20 de Fevereiro de 2019.


EMÍDIO LEITE DE ARAÚJO MONTEIRO FILHO
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)


VINICIUS ABILHOA
Avaliador Interno (UFPR)


ISABELA GALARDA VARASSIN
Avaliador Externo (UFPR)


LUIS FERNANDO FAVARO
Avaliador Interno (UFPR)

AGRADECIMENTOS

Várias pessoas ao longo dos quatro anos de pós-graduação contribuíram de diferentes formas para que esta tese fosse concluída. Sendo assim, citarei na sequência algumas pessoas envolvidas. É importante frisar que o conjunto de colaboradores é bem maior do que o descrito aqui, sendo assim, todos aqueles que contribuíram de alguma forma para minha formação e não estiverem citados na sequência, o meu muito obrigado!

- Primeiramente agradeço a meus pais, Valdemar Chupil e Sueli Chupil, por todo apoio e carinho oferecido ao longo de toda a minha vida e, especialmente, durante a pós-graduação. Devo a vocês tudo aquilo que conquistei até hoje, tenho os dois como exemplos de pessoas a ser seguido por toda a minha vida.
- Ao meu orientador e amigo Emygdio Leite de Araujo Monteiro-Filho por todo o conhecimento compartilhado, orientações e conversar ao longo de todo o tempo que nos conhecemos. Tenho você como um exemplo de pesquisador, orientador e de pessoa.
- A minha irmã Priscila Chupil e a todos os amigos da UFPR e do IPeC, em especial a amiga Daniela Ferro de Godoy e ao amigo Eric Medeiros pela ajuda com os “Abstracts” da tese.
- A todos aqueles que auxiliaram nos trabalhos de campo, em especial a Priscila Lemes Gross pelos meses que me ajudou na Ilha do Cardoso e Cananéia e a Fabiana Silveira, pela ajuda na primeira amostragem realizada.
- Ao saudoso mestre de embarcações e amigo Seu Marapé, pela amizade e parceria nas idas e vindas para a Ilha do Cardoso que infelizmente nos deixou em outubro de 2018.
- Aos membros da banca, Professora Isabela Galarda Varassin, Professor Vinícius Abilhoa, Professor Luiz Mestre e Professor Luis Fernando Fávaro.
- Ao Professor André Padial pelos ensinamentos e ajudas com as análises.
- Aos funcionários do Parque Estadual Ilha do Cardoso pela amizade e apoio logístico, em especial a Edison Rodrigues do Nascimento (Gestor do Parque) e Adelmo Pontes, pela amizade e troca de conhecimento sobre a natureza da Ilha do Cardoso.

- Aos amigos caiçaras do Pereirinha pela ajuda, apoio e longas conversas durante as estadias na ilha, em especial Ivo, Ilso, Serginho, Adriano, Aldemir, Juninho, Noeli, Dona Maria e Edu (além do Bóris, companheiro canino de campo).
- Ao amigo caiçara do Pontal do Leste Wellington das Neves pela ajuda nas expedições no ninhal dos guarás.
- Aos pesquisadores e moradores das comunidades que fotografam as belezas da região e que algumas de suas fotos serviram como registro para enriquecer as listas de espécies aqui apresentadas: Eduardo Roberto Pereira, Letícia Quito, Fabiano Cubas, Wellington das Neves, Priscila Lemes Gross e Bianca Silva.
- Ao Instituto de Pesquisas Cananéia (IPeC) por todo apoio logístico, hospedagem e empréstimo de equipamentos.
- Ao Programa de Pós-graduação em Zoologia da UFPR bem como aos seus professores pelo conhecimento adquirido ao longo do doutorado.
- Ao CNPQ pelo suporte financeiro.

RESUMO

A Floresta Atlântica abriga 1020 espécies de aves, o que corresponde a quase 54% da avifauna do Brasil. Diante de tal diversidade, a abundância e a riqueza de espécies de aves podem servir de importantes ferramentas ao se avaliar o nível de perturbação de um ambiente, podendo influenciar na tomada de decisões para a conservação de um determinado ecossistema. Dentro deste contexto, a presente tese foi estruturada com o objetivo de estudar a comunidade de aves em duas áreas de Floresta Atlântica situadas no litoral sul do Estado de São Paulo. Os locais situam-se na Ilha de Cananéia (Mata do Brocuanha) e na Ilha do Cardoso e englobam os ecossistemas de praia, baixio, marinho, urbano, manguezal, restinga e floresta. Os objetivos propostos incluem o estudo da riqueza, abundância, distribuição espaço-temporal, eventos migratórios, grupos funcionais, conservação e exploração de recursos alimentares pelas espécies frugívoras. O inventário das espécies foi realizado mensalmente por dois dias na Mata do Brocuanha e cinco dias na Ilha do Cardoso, totalizando 25 amostragens. Para isso, foram utilizadas as técnicas de contato visual, auditivo e capturas com redes-de-neblina. No que se refere à dieta, em paralelo à elaboração dos inventários e captura dos indivíduos, foram efetuados registros visuais do consumo de frutos pelas aves ao longo das trilhas e estradas em ambas as localidades, além da coleta das sementes expelidas pelas aves capturadas para posterior identificação. Ao total foram identificadas 346 espécies de aves, sendo 332 na Ilha do Cardoso e 223 na Mata do Brocuanha. Ao compararmos a comunidade como um todo e os dois principais ecossistemas compartilhados que compõem as ilhas, a riqueza de espécies apresentou uma similaridade de 75% (Índice de Sorensen), enquanto que os manguezais apresentaram uma similaridade de 78% e as restingas 79%. No que diz respeito à composição da comunidade, na Mata do Brocuanha estão ausentes alguns frugívoros de médio/grande porte, como *Penelope* spp.; grandes rapinantes, como *Amadonastur lacernulatus* e *Geranoaetus albicaudatus* e espécies típicas de ambientes poucos alterado, como *Touit melanonotus*. Ambas as localidades apresentaram um número similar de guildas tróficas (25 na Ilha do Cardoso e 24 na Mata do Brocuanha), sendo a guilda de “Insetívoros de estrato médio” a mais abundante, seguida de “Onívoros de copa” e “Piscívoros”. Os eventos de frugivoria envolveram 44 espécies de aves e 35 espécies de plantas. Dentro do grupo das plantas, destaca-se *Ossaea retropila* (Melastomataceae), *Schinus terebinthifolia* (Anacardiaceae) e *Eugenia umbelliflora* (Myrtaceae) como as espécies consumidas pelo maior número de espécies de aves. Por fim, destaca-se a riqueza de espécies registradas em ambas as ilhas, sendo que na Mata do Brocuanha, as alterações ambientais acarretaram principalmente o desaparecimento ou redução na abundância de algumas espécies, como por exemplo, grandes frugívoros, o que afeta diretamente no processo de regeneração e sucessão florestal na área. Sendo assim, nossos resultados reforçam a importância da preservação dos remanescentes florestais da região litorânea do Estado de São Paulo visando a manutenção da diversidade de aves da Floresta Atlântica.

Palavras-chave: Avifauna; Cananéia; Conservação; Guildas tróficas; Ilha do Cardoso;

ABSTRACT

The Atlantic Forest has a 1020 bird's species, which corresponds to almost 54% of the Brazilian avifauna. Given such diversity, the abundance and richness of bird species can serve as important tools in assessing the level of disturbance of an environment, and may influence decision making for the conservation of a given ecosystem. Within this context, the present thesis was structured with the objective of studying the bird community in two areas of Atlantic Forest located on the south coast of the State of São Paulo. The sites are located in the Island of Cananéia (Mata do Brocuanha) and the Island of Cardoso and encompass the ecosystems of beach, *baixio*, marine, urban, mangrove, *restinga* and forest. The proposed objectives include the study of richness, abundance, space-time distribution, migratory events, functional groups, conservation and exploitation of food resources by frugivorous birds. The species inventory was carried out monthly for two days in the Mata do Brocuanha and five days in the Island of Cardoso, totaling 25 samplings. For this, the techniques of visual contact, auditory, and captures with mist-nets were used. In relation to the diet and the study of the food resources, in parallel to the elaboration of the inventories and captures of the individuals, visual records of fruit consumption by birds along the trails and roads traveled and collection of seeds expelled by the birds captured. A total of 346 bird species were identified, being 332 in Cardoso Island and 223 in Mata do Brocuanha. When comparing the community as a whole and the two main shared ecosystems that make up the islands, the species richness presented a similarity of 75% (Sorensen Index), while the mangroves had a similarity of 78% and restingas 79%. Regarding the composition of the community, some medium/large frugivores are absent in the Mata do Brocuanha, such as *Penelope* spp.; large predators such as *Amadonastur lacernulatus* and *Geranoaetus albicaudatus* and typical species of a few altered environments, such as *Carpornis melanocephala* and *Touit melanonotus*. Both localities presented a similar number of trophic guilds (25 in Cardoso Island and 24 in Mata do Brocuanha), with the guild of "Insetívoros de estrato médio" being the most abundant, followed by "Onívoros de copa" and "Piscívoros". Frugivory events involved 44 bird species and 35 plant species. Within plants, we highlight *Ossaea retropila* (Melastomataceae), *Schinus terebinthifolia* (Anacardiaceae) and *Eugenia umbelliflora* (Myrtaceae) as the species consumed by the greatest number of bird species. Finally, the richness of species recorded in both islands is highlighted, and in Mata do Brocuanha environmental changes have led to the disappearance or reduction of abundance of large frugivores, which affects the process of regeneration and forest succession in the area. Finally, our results reinforce the importance of the preservation of forest remnants of the coastal region of the State of São Paulo aiming at maintaining the diversity of Atlantic Forest birds.

Keywords: Avifauna; Cananéia; Conservation; Ilha do Cardoso; Trophic guilds;

LISTA DE FIGURAS

Introdução Geral:

FIGURA 1. Localização geográfica da Ilha do Cardoso e Ilha de Cananéia, ambas localizadas no litoral sul do Estado de São Paulo..... 05

FIGURA 2. Manguezais localizados nas áreas amostradas. A) Na maré baixa com predomínio de *Avicennia schaueriana* na Ilha do Cardoso; B) Na maré alta com predomínio de *Rizophora mangle* na Ilha do Cardoso; C) Agrupamento de *Laguncularia recemosa* na Ilha do Cardoso; D) Manguezais margeando o Rio Perequê na Ilha do Cardoso; E) Manguezais margeando o Rio Jacó na Mata do Brocuanha; F) Transição entre mangue (esquerda) e restinga (direita) na Mata do Brocuanha.....09

FIGURA 3. Ecossistemas presentes na Ilha de Cananéia. A área pontilhada em vermelho corresponde à Mata do Brocuanha.....10

FIGURA 4. Ecossistemas presentes na Ilha do Cardoso. Nota-se que ao contrário da Ilha de Cananéia existe uma grande área ocupada por florestas, além de praias arenosas na linha da costa e ausência de áreas urbanizadas.....11

FIGURA 5. Áreas de baixio localizadas no Mar de Cananéia margeando a Mata do Brocuanha (A) e próximo aos manguezais ao longo do Rio Perequê na Ilha do Cardoso (B).12

FIGURA 6. Restingas localizadas nas áreas amostradas. A) Vegetação pioneira de dunas; B) Vegetação herbácea e arbustiva que não são afetados pela variação das marés; C) Restinga arbórea com grande adensamento de bromeliáceas; D) Restinga arbórea em solos mais consolidados; E) Área de restinga arbustiva (primeiro plano) e arbórea (ao fundo) na Mata do Brocuanha; F) Restinga arbórea com árvores isoladas de grande porte na Mata do Brocuanha.....14

FIGURA 7. Florestas no Parque Estadual Ilha do Cardoso. A) Área com sub-bosque denso com elevada abundância de indivíduos pertencentes às famílias Heliconiaceae, Marantaceae e Rubiaceae; B) Trecho do Rio Perequê que corta o ecossistema florestal na porção mais central da Ilha do Cardoso.15

FIGURA 8. Ambientes de vegetação secundária. A) Em estágio inicial de sucessão com predomínio de vegetação herbácea no Parque Estadual Ilha do Cardoso; B) Em estágio médio de sucessão com espécies arbustivas e arbóreas no Parque Estadual Ilha do Cardoso; C) Área de manguezal suprimida e aterrada na Mata do Brocuanha; D) Trilha no interior da Mata do Brocuanha.....17

FIGURA 9. Praias arenosas no Parque Estadual da Ilha do Cardoso. Distribuem-se a partir da foz do Rio Perequê (A) e se estendem pela costa leste da ilha até o Pontal de Leste (B)..... 18

Capítulo 1 - Comunidade de aves do Parque Estadual da Ilha do Cardoso

FIGURA 1. Localização dos pontos onde foram utilizadas redes-de-neblina na porção nordeste da Ilha do Cardoso, litoral sul do Estado de São Paulo (manguezal, restinga e floresta)30

FIGURA 2. Curva de acumulação de espécies para o Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC) com base nas 319 espécies de aves registradas em campo (excluindo aquelas que foram registradas por intermédio de fotografias)33

FIGURA 3. Número de espécies registradas ao longo dos meses amostrados no período de setembro de 2015 a setembro de 2017 no Parque Estadual Ilha do Cardoso, Sul do Estado de São Paulo55

FIGURA 4. Hábitos alimentares das espécies de aves registradas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) dentro de cada ecossistema amostrado. Legenda: (C.I.) Consumidores de invertebrados37

Capítulo 2 - Riqueza, abundância e guildas tróficas de aves em três fitofisionomias no Parque Estadual Ilha do Cardoso, litoral sul do Estado de São Paulo

FIGURA 1. Localização dos pontos onde foram utilizadas redes-de-neblina na porção nordeste da Ilha do Cardoso, litoral sul do Estado de São Paulo (manguezal, restinga e floresta)87

FIGURA 2. Percentual de espécies (A) e abundância relativa (B) das espécies capturadas com redes-de-neblina dentro de cada guilda nos ecossistemas de manguezal, restinga e floresta. Legenda: **OC** (Onívoros de copa), **IEM** (Insetívoros de estrato médio), **OEM** (Onívoros de estrato médio), **IS** (Insetívoros de solo), **N** (Nectarívoros), **OSB** (Onívoro de sub-bosque), **GFS** (Grandes frugívoros de solo), **IC** (Insetívoros de copa), **ISB** (Insetívoros de sub-bosque), **FEM** (Frugívoros de estrato médio), **P** (Piscívoros), **CIA** (Consumidores de invertebrados aquáticos), **IDA** (Insetívoros diurnos aéreos), **OS** (Onívoro de solo), **INA** (Insetívoros noturnos aéreos), **GFC** (Grandes frugívoros de copa) e **CIT** (Consumidores de invertebrados terrestres)92

FIGURA 3. Representações gráficas das Análises Multidimensionais Não Métricas (NMDS) referente à riqueza de espécies e à abundância relativa de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) nos ecossistemas de manguezal (○), restinga (○) e floresta (○)93

FIGURA 4. Representações gráficas das Análises Multidimensionais Não Métricas (NMDS) referente a riqueza de espécies e a abundância relativa de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) dentro das guildas nos ecossistemas de manguezal (○), restinga (○) e floresta (○)94

FIGURA 5. Variação sazonal do número de indivíduos e de espécies de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) nos ecossistemas de manguezal (A), restinga (B) e floresta (C)96

| | |
|---|----|
| FIGURA 6. Variação sazonal do número guildas registradas nos ecossistemas de manguezal (A), restinga (B) e floresta (C) do Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) | 98 |
|---|----|

| | |
|--|----|
| FIGURA 7. Número de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) ao longo das estações do ano nas quatro guildas mais representativas no ecossistema de manguezal. Legenda: IEM (Insetívoros de Estrato Médio), OC (Onívoros de Copa), OEM (Onívoros de Estrato Médio) e P (Piscívoros) | 99 |
|--|----|

| | |
|---|----|
| FIGURA 8. Número de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) ao longo das estações do ano nas seis guildas mais representativas no ecossistema de restinga. Legenda: FEM (Frugívoros de Estrato Médio), IEM (Insetívoros de Estrato Médio), ISB (Insetívoros de Sub-bosque), N (Nectarívoros), OC (Onívoros de Copa) e OEM (Onívoros de Estrato Médio) | 99 |
|---|----|

| | |
|--|----|
| FIGURA 9. Número de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) ao longo das estações do ano nas seis guildas mais representativas no ecossistema de floresta. Legenda: FEM (Frugívoros de Estrato Médio), IEM (Insetívoros de Estrato Médio), ISB (Insetívoros de Sub-bosque), N (Nectarívoros), OEM (Onívoros de Estrato Médio) e OSB (Onívoros de Sub-bosque) | 99 |
|--|----|

Capítulo 3 - Efeitos da alteração ambiental em uma comunidade de aves no litoral sul do Estado de São Paulo

| | |
|---|-----|
| FIGURA 1. Caracterização fitofisionômica da área amostrada na Ilha de Cananéia, litoral Sul do Estado de São Paulo. Os locais onde foram utilizadas redes-de-neblina estão marcados com pontos vermelhos (seis pontos na restinga e seis no manguezal). | 123 |
|---|-----|

| | |
|---|-----|
| FIGURA 2. Número de espécies de aves registradas ao longo dos meses amostrados no período de setembro de 2015 a setembro de 2017 na Mata do Brocuanha, Cananéia, litoral sul do Estado de São Paulo | 127 |
|---|-----|

| | |
|---|-----|
| FIGURA 3. Número médio de espécies de aves registradas (riqueza média) ao longo dos meses nos ecossistemas de manguezal e restinga na Mata do Brocuanha, Cananéia, litoral sul do Estado de São Paulo | 128 |
|---|-----|

| | |
|---|-----|
| FIGURA 4. Número médio de espécies de aves registradas (riqueza média) ao longo dos meses no mar e baixo na Mata do Brocuanha e no ecossistema urbano da cidade de Cananéia, litoral sul do Estado de São Paulo | 128 |
|---|-----|

| | |
|---|-----|
| FIGURA 5. Número de espécies de aves que compoem cada hábito alimentar nos ecossistemas amostrados. A presente divisão em guildas levou em conta apenas os itens alimentares de cada espécie. Legenda: (C.I.) Consumidores de invertebrados | 135 |
|---|-----|

Capítulo 4 – Frugivoria por aves em remanescentes de Floresta Atlântica localizados nas Ilhas de Cananéia e do Cardoso, litoral sul do Estado de São Paulo

FIGURA 1. Primeiros dois eixos da Análise de Componentes Principais (PCoA1=3.9220 e PCoA2=2.0658) referente a sobreposição de itens alimentares pelas espécies de aves obtidos através do resultado da análise de *betadisper*. Cada ponto representa o número de espécie de plantas em comum consumidas pelas espécies de aves na Ilha de Cananéia (círculos pretos) e Ilha do Cardoso (triângulos vermelhos) em relação aos dois principais eixos da ordenação180

FIGURA 2. Análise de redundância (RDA) entre a morfometria das aves (CB – Comprimento do bico; AB - Altura do bico; LB – Largura do bico; CT – Comprimento total) e dos frutos consumidos por elas (CF – Comprimento do fruto; DF – Diâmetro do fruto; CS – Comprimento da Semente; DS – Diâmetro da Semente). Eixos: RDA1=0.1641 e RDA2=0.004)181

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1 - Comunidade de aves do Parque Estadual da Ilha do Cardoso

TABELA 1. Espécies com algum grau de risco de extinção registradas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC). Categorias de ameaça: (CR) criticamente ameaçada, (EN) em perigo/ameaçada (VU) vulnerável, (NT) quase ameaçada, (LC) pouco preocupante e (DD) dados deficientes34

TABELA 2. Análise de PERMANOVA calculada a partir de uma matriz de similaridade de Bray-Curtis para a riqueza de espécies entre os anos e entre as estações nos ecossistemas de manguezal, restinga, floresta, mar, baixio e praia no Parque Estadual Ilha do Cardoso. Diferenças significativas destacadas em negrito.....35

TABELA 3. Número de espécies total e por ecossistema registradas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) dentro de cada guilda trófica. Os valores em negrito correspondem ao ecossistema que abrigou o maior número de espécies dentro de cada guilda. Os valores enquadrados correspondem à guilda predominante em cada ecossistema. Legenda: (C) toda a comunidade, (M) manguezal, (R) restinga, (F) floresta, (B) baixio, (P) praia, (Mr) mar e (V) em voo37

TABELA 4. Índice de Similaridade (Sorensen) entre o Parque Estadual Ilha do Cardoso e outras áreas de Floresta Atlântica no que se refere à riqueza de espécies. Legenda: (N) número de espécies; (NEC) número de espécies em comum; (IS_s) Índice de Similaridade de Sorensen; (V) Registro visual; (A) Registro auditivo; (RN) Captura com redes de neblina38

Capítulo 2 - Riqueza, abundância e guildas tróficas de aves em três fitofisionomias no Parque Estadual Ilha do Cardoso, litoral sul do Estado de São Paulo

TABELA 1. Lista de espécies capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) com redes-de-neblina nos ecossistemas de manguezal (Ma), restinga (Re) e floresta (FI). Nas colunas referentes ao número de indivíduos capturados, entre parênteses encontra-se o número de recapturas. as siglas ao lado dos nomes das espécies referem-se às guildas nas quais se enquadram: **GFS** (Grandes Frugívoros de Solo), **GFC** (Grandes Frugívoros de Copa), **FEM** (Frugívoros de Estrato Médio), **OEM** (Onívoros de Estrato Médio), **OC** (Onívoros de Copa), **OS** (Onívoro de Solo), **OSb** (Onívoro de Sub-bosque), **P** (Piscívoros), **CIA** (Consumidores de Invertebrados Aquáticos), **CIT** (Consumidores de Invertebrados Terrestres), **IS** (Insetívoros de Solo), **IEM** (Insetívoros de Estrato Médio), **ISB** (Insetívoros de Sub-bosque), **IC** (Insetívoros de Copa), **IDA** (Insetívoros Diurnos Aéreos), **INA** (Insetívoros Noturnos Aéreos) e **N** (Nectarívoros)89

TABELA 2. Análise de PERMANOVA calculada a partir de uma matriz de similaridade de Jaccard para a riqueza de espécies e abundância relativa de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) entre os ecossistemas de manguezal, restinga e floresta. Diferenças significativas destacadas em negrito93

TABELA 3. Análise de PERMANOVA calculada a partir de uma matriz de similaridade de Jaccard para a riqueza de espécies e a abundância relativa de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) dentro das guildas entre os ecossistemas de manguezal, restinga e floresta. Diferenças significativas destacadas em negrito94

Capítulo 3 - Efeitos da alteração ambiental em uma comunidade de aves no litoral sul do Estado de São Paulo

TABELA 1. Espécies com algum grau de risco de extinção registradas na Mata do Brocuanha (SP). Categorias de ameaça: (CR) criticamente ameaçada, (EN) em perigo/ameaçada, (VU) vulnerável, (NT) quase ameaçada, (LC) pouco preocupante e (DD) dados deficientes 126

TABELA 2. Número de capturas de aves na Mata do Brocuanha, sul do Estado de São Paulo (entre parênteses o número de recapturas) e abundância relativa das espécies capturadas com redes-de-neblina. Em negrito os três maiores valores referentes a cada uma das colunas. Legenda: Ca: Número total de indivíduos capturados; CaM: Número de indivíduos capturados no manguezal; CaR: Número de indivíduos capturados na restinga; ART: Abundância Relativa total; ARM: Abundância Relativa no manguezal; ARR: Abundância Relativa na Restinga 129

TABELA 3. Comparação da avifauna amostrada entre os anos de 2015 e 2017 na Mata do Brocuanha (Ilha de Cananéia) e na Ilha do Cardoso, bem como nos seus respectivos ecossistemas (manguezal e restinga) no que se refere a diversidade (Índice de Shannon-Wiener), riqueza (número de espécies) e abundância (número de indivíduos) obtidos através da captura com redes-de-neblina. A última linha (Riqueza total) engloba além dos registros efetuados com redes-de-neblina, aqueles identificados visualmente e por vocalização131

TABELA 4. Número total de espécies e frequência relativa (valores entre parênteses) de espécies de aves registradas dentro de cada guilda trófica nos ecossistemas de manguezal e restinga na Mata do Brocuanha e Parque Estadual Ilha do Cardoso. Em negrito aquelas guildas que apresentaram espécies e frequência relativa superior na Mata do Brocuanha. Legenda: (MB) Mata do Brocuanha; (MMB) Manguezal da Mata do Brocuanha; (RMB) Restinga da Mata do Brocuanha; (Car) Ilha do Cardoso; (MCar) Manguezal da Ilha do Cardoso; (RCar) Restinga da Ilha do Cardoso; (IEM) Insetívoros de estrato médio; (OC) Onívoros de copa; (P) Piscívoros; (CIA) Consumidores de invertebrados aquáticos; (OEM) Onívoros de estrato médio; (N) Nectarívoros; (ISb) Insetívoros de sub-bosque; (CD) Carnívoros diurnos; (GS) Granívoros de solo; (INA) Insetívoros noturnos aéreos; (CN) Carnívoros noturnos; (IC) Insetívoros de copa; (GFC) Grandes frugívoros de copa; (IDA) Insetívoros diurnos aéreos; (IS) Insetívoros de solo; (CIT) Consumidores de invertebrados terrestres; (GFS) Grandes frugívoros de solo; (GSb) Granívoros de sub-bosque; (PFC) Pequenos e médios frugívoros de copa; (Nf) Necrófagos; (FEM) Frugívoros de estrato médio; (OSb) Onívoros de sub-bosque; (OA) Onívoros aquáticos; (OS) Onívoro de solo; (GEM) Granívoros de estrato médio 133

TABELA 5. Número total de espécies e frequência relativa (valores entre parênteses) de espécies de aves registradas dentro de cada guilda trófica nos ecossistemas de

baixio, mar, urbano e em voo na Mata do Brocuanha e Parque Estadual Ilha do Cardoso. Em negrito aquelas guildas que apresentaram espécies e frequência relativa superior na Mata do Brocuanha. Legenda: (BCa) Baixio da Ilha do Cardoso; (BCn) Baixio da Mata do Brocuanha; (MCa) Mar da Ilha do Cardoso; (MCn) Mar da Mata do Brocuanha; (VCa) em voo na Ilha do Cardoso; (VCN) em voo na Mata do Brocuanha; (U) Ecossistema urbano; (IEM) Insetívoros de estrato médio; (OC) Onívoros de copa; (P) Piscívoros; (CIA) Consumidores de invertebrados aquáticos; (OEM) Onívoros de estrato médio; (N) Nectarívoros; (ISb) Insetívoros de sub-bosque; (CD) Carnívoros diurnos; (GS) Granívoros de solo; (CN) Carnívoros noturnos; (IC) Insetívoros de copa; (GFC) Grandes frugívoros de copa; (IDA) Insetívoros diurnos aéreos; (IS) Insetívoros de solo; (CIT) Consumidores de invertebrados terrestres; (GSb) Granívoros de sub-bosque; (PFC) Pequenos e médios frugívoros de copa; (Nf) Necrófagos; (FEM); (OSb) Onívoros de sub-bosque; (OA) Onívoros aquáticos; (OS) Onívoro de solo; (GEM) Granívoros de estrato médio 134

Capítulo 4 – Frugivoria por aves em remanescentes de Floresta Atlântica localizados nas Ilhas de Cananéia e do Cardoso, litoral sul do Estado de São Paulo

TABELA 1. Lista de espécies de plantas cujos frutos foram consumidos por 42 espécies de aves nas Ilhas do Cardoso e de Cananéia. Legenda: (A) arbóreo, (Ab) arbustivo, (Ca) Ilha do Cardoso, (B) Mata do Brocuanha, (Am) ambiente de ocorrência, (M) manguezal, (R) restinga, (F) floresta, (1) janeiro, (2) fevereiro, (3) março, (4) abril, (5) maio, (6) junho, (7) julho, (8) agosto, (9) setembro, (10) outubro, (11) novembro e (12) dezembro 176

TABELA 2. Lista de espécies de aves registradas consumindo frutos na Ilha de Cananéia e Ilha do Cardoso. Legenda: (1) *Avicennia schaueriana*, (2) *Byrsonima ligustrifolia*, (3) *Calophyllum brasiliense*, (4) *Cecropia pachystachya*, (5) *Cinnamomum triplinerve*, (6), *Erythroxylum amplifolium*, (7) *Eugenia umbeliflora*, (8) *Eugenia uniflora*, (9) *Euterpe edulis*, (10) *Ficus gromelleira*, (11) *Ficus organensis*, (12) *Geonoma pauciflora*, (13) *Guatteria australis*, (14) *Ilex dumosa*, (15) *Ilex integerrima*, (16) *Ilex theezans*, (17) *Inga edulis*, (18) *Laguncularia racemosa*, (19) *Miconia cubatanensis*, (20) *Myrcia fallax*, (21) *Myrcia ilheosensis*, (22) *Myrcia spectabilis*, (23) *Myrsine guianensis*, (24) *Myrsine umbellata*, (25) *Ocotea pulchella*, (26) *Ossaea retropila*, (27) *Psidium cattleianum*, (28) *Psidium guajava*, (29) *Schinus terebinthifolia*, (30) *Senna bicapsularis*, (31) *Schefflera morototoni*, (32) *Syagrus romanzoffiana*, (33) *Symplocos uniflora*, (34) *Tapirira guianensis*, (35) *Urera bacífera* 178

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1 INTRODUÇÃO GERAL | 01 |
| 2 ÁREA DE ESTUDO | 04 |
| 3 ASPECTOS CLIMÁTICOS | 05 |
| 4 MATA DO BROCUANHA (ILHA DE CANANÉIA) | 06 |
| 5 PARQUE ESTADUAL ILHA DO CARDOSO (PEIC) | 07 |
| 6 ECOSSISTEMAS AMOSTRADOS | 08 |
| 6.1 Manguezal | 08 |
| 6.2 Baixo | 11 |
| 6.3 Restinga | 12 |
| 6.4 Floresta | 15 |
| 6.5 Vegetação Secundária | 16 |
| 6.6 Praias | 17 |
| 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 18 |

Capítulo 1 - Comunidade de aves do Parque Estadual da Ilha do Cardoso 24

| | |
|--|----|
| 1 INTRODUÇÃO | 27 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS | 28 |
| 2.1 Área de estudo | 28 |
| 2.2 Delineamento amostral | 29 |
| 2.3 Análise dos dados | 30 |
| 3 RESULTADOS | 32 |
| 4 DISCUSSÃO | 39 |
| 5 CONCLUSÃO | 45 |
| 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 45 |
| ANEXO 1: Lista de espécies de aves registradas no Parque Estadual Ilha do Cardoso | 55 |
| ANEXO 2: Comentários sobre alguns registros relevantes realizados no Parque Estadual Ilha do Cardoso | 72 |
| ANEXO 3: Exemplos de espécies residentes registradas no PEIC | 76 |
| ANEXO 4: Exemplos de espécies residentes incomuns registradas no PEIC | 77 |
| ANEXO 5: Exemplos de espécies migratórias registradas no PEIC | 78 |

| | |
|---|----|
| ANEXO 6: Exemplos de espécies Visitantes Ocasionais (VO), Visitantes Oriundos do Hemisfério Norte (VN) e Visitantes Oriundos do Hemisfério Sul (VS) registrados no PEIC | 79 |
|---|----|

| | |
|---|-----------|
| Capítulo 2 - Riqueza, abundância e guildas tróficas de aves em três fitofisionomias no Parque Estadual Ilha do Cardoso, litoral sul do Estado de São paulo | 81 |
|---|-----------|

| | |
|------------------------------------|-----|
| 1 INTRODUÇÃO | 84 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS | 86 |
| 2.1 Área de estudo | 86 |
| 2.2 Delineamento amostral | 86 |
| 2.3 Análise dos dados | 87 |
| 3 RESULTADOS | 88 |
| 4 DISCUSSÃO | 100 |
| 5 CONCLUSÃO | 105 |
| 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 105 |

| | |
|--|------------|
| Capítulo 3 - Efeitos da alteração ambiental em uma comunidade de aves no litoral sul do Estado de São Paulo | 116 |
|--|------------|

| | |
|------------------------------------|-----|
| 1 INTRODUÇÃO | 119 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS | 121 |
| 2.1 Área de estudo | 121 |
| 2.2 Delineamento amostral | 121 |
| 2.3 Análise dos dados | 123 |
| 3 RESULTADOS | 126 |
| 4 DISCUSSÃO | 135 |
| 5 CONCLUSÃO | 141 |
| 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 142 |

| | |
|---|-----|
| ANEXO 1: Lista de espécies de aves registradas na Mata do Brocuanha, Cananéia, SP | 153 |
|---|-----|

| | |
|--|-----|
| ANEXO 2: Exemplos de espécies registradas na Mata do Brocuanha | 165 |
|--|-----|

| | |
|--|------------|
| Capítulo 4 – Frugivoria por aves em remanescentes de Floresta Atlântica localizados nas Ilhas de Cananéia e do Cardoso, litoral sul do Estado de São Paulo..... | 167 |
| | |
| 1 INTRODUÇÃO | 170 |
| 2 MATERIAL E MÉTODOS | 173 |
| 2.1 Área de estudo | 173 |
| 2.2 Delineamento amostral | 173 |
| 2.3 Análise dos dados | 175 |
| 3 RESULTADOS | 175 |
| 4 DISCUSSÃO | 181 |
| 5 CONCLUSÃO | 187 |
| 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 188 |
| | |
| CONSIDERAÇÕES FINAIS | 203 |

1 INTRODUÇÃO GERAL

A Floresta Atlântica abriga 1020 espécies de aves, o que corresponde a quase 54% da avifauna do Brasil, contribuindo diretamente para a grande diversidade biológica que caracteriza o bioma (MMA 2000). Das 234 espécies de aves brasileiras ameaçadas, 61% ocorrem na Floresta Atlântica, além de o bioma também abrigar 188 endemismos (MMA 2000, 2014; SILVEIRA & STRAUBE 2008).

Possuía sua distribuição original ao longo de quase toda a costa brasileira, com uma faixa que se estendia desde o Estado do Rio Grande do Norte até o norte do Estado do Rio Grande do Sul, perfazendo uma área total de mais de 1,35 milhões de quilômetros quadrados, o que se traduzia em cerca de 15% do território nacional (MORELATTO & HADDAD 2000; MYERS *et al.* 2000). Ao longo do processo histórico o bioma sofreu uma intensa degradação, restando menos de 8,5% da sua área original (SOS MATA ATLÂNTICA 2015).

O processo de degradação do bioma está diretamente relacionado com ações antrópicas, onde áreas florestais, de restinga e manguezal foram suprimidas visando ao extrativismo e à ocupação imobiliária (BROWN & BROWN 1992; SCARANO & CEOTTO 2015), além de várias espécies serem caçadas para fins cinegéticos e comerciais (GARAY & DIAS 2001; DEVELEY 2004). Em nível de comunidade, alterações ambientais geram efeitos diretos na diversidade, riqueza e abundância das espécies, o que leva tais variáveis a serem utilizadas comumente como importantes ferramentas ao avaliar o nível de perturbação de um ambiente, podendo influenciar diretamente na tomada de decisões visando a sua conservação (ANJOS 2004).

Nesse contexto, aves são comumente utilizadas como indicadores biológicos, graças à elevada diversidade de espécies, ampla distribuição, comportamento ativo que facilita a sua identificação (seja de forma visual ou auditiva) e sua importante função trófica dentro dos ecossistemas (FURNESS & GREENWOOD 1993; BIERREGARD & STOUFER 1997; RAD 2016; MORELLI *et al.* 2017). No que se refere à função trófica, destaca-se a relação existente entre as aves frugívoras e diversas espécies de plantas, onde estas atuam como importantes dispersoras de sementes (FLEMING *et al.* 1987). Para as espécies de animais envolvidas, o fruto representa uma valiosa fonte energética, enquanto que para a planta, os dispersores servem de um importante elo no recrutamento de novos indivíduos para a população (LEVINE MURRELL 2003; BECKMAN & ROGERS 2013). Diante disso, a relação entre o

número de frugívoros é na maior parte das vezes proporcional à abundância de espécie produtoras de frutos em um determinado habitat, o que leva a uma interferência direta quando uma das populações envolvidas entra em declínio (CHAPMAN & CHAPMAN 1995; BENDER *et al.* 2017).

A composição da comunidade de aves ao longo da Floresta Atlântica sofre variação latitudinal, onde determinadas espécies podem estar restritas a porções específicas ao sul, sudeste ou nordeste (SICK 2001). Outra variação ocorre de maneira altitudinal, onde se pode identificar dois grandes blocos: a floresta litorânea, que se estende até 200 metros acima do nível do mar e a floresta montana, distribuída acima desse limite (SICK 2001).

Dentro do domínio da floresta litorânea, ainda se destaca a existência de sistemas edáficos de primeira ocupação sob influência marinha (restingas) e de influência fluviomarinha (manguezais) (IBGE 2012). A comunidade de aves em áreas de restinga tem sua composição influenciada pela floresta atlântica litorânea, apresentando uma única espécie endêmica, o formigueiro-do-litoral (*Formicivora littoralis*; GONZAGA & PACHECO 1990). No que se refere aos manguezais, estes correspondem a áreas caracterizadas por um conjunto de fatores ambientais que garantem condições favoráveis para a manutenção de uma grande variedade de espécies, seja para alimentação, reprodução ou abrigo (IBGE 2012). Tais ambientes abrigam espécies típicas, como a figuinha-do-mangue (*Conirostrum bicolor*) e o gavião-caranguejeiro (*Buteogallus aequinoctialis*).

No Brasil, grande parte dos estudos ornitológicos concentram-se em áreas florestais do bioma (floresta litorânea e montana), reduzindo em número quando se trata de restingas e manguezais. Isto se torna um agravante, visto que a falta de conhecimento dificulta a avaliação do nível de degradação que uma determinada área está exposta (HILTY & MERENLEDER 2000). Diante disso, a presente tese foi estruturada com o objetivo de estudar a comunidade de aves em duas áreas de Floresta Atlântica situadas no litoral sul do Estado de São Paulo, englobando os ecossistemas de manguezal, restinga, floresta, baixio, marinho, praia e urbano localizados na Ilha de Cananéia e Ilha do Cardoso. Para tal, optou-se em dividir a tese em quatro capítulos:

Capítulo 1: Comunidade de aves do Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP). O presente capítulo, de caráter descritivo, tem como objetivo preencher a lacuna

existente no que se refere ao conhecimento da avifauna do Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC), uma vez que não consta na literatura um estudo aprofundado sobre as espécies de aves que ocorrem na ilha e em seus respectivos ecossistemas. Diante disso, será apresentado um inventário das espécies de aves residentes, migratórias e de ocorrência ocasional obtido através da combinação de diferentes técnicas para estudos ornitológicos (identificação visual, auditiva e capturas com redes-de-neblina). Em conjunto, serão abordados aspectos sobre a riqueza de espécies, frequência de ocorrência, status de ocorrência, divisão das espécies em guildas e similaridade com outras áreas.

Capítulo 2: Riqueza, abundância e guildas tróficas de aves em três fitofisionomias no Parque Estadual Ilha do Cardoso, litoral sul do Estado de São Paulo. Tem como objetivo estudar a comunidade de aves em três fitofisionomias contínuas localizadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (manguezal, restinga e floresta), abordando a riqueza e a abundância de espécies e a composição de guildas tróficas. Para tal, serão utilizados apenas os dados obtidos através da captura com redes-de-neblina nos referidos ecossistemas, sendo testadas as seguintes hipóteses: (i) a riqueza e a abundância relativa a nível de espécie e de guildas diferem entre os ecossistemas de manguezal, restinga e floresta; (ii) a riqueza de espécies, a abundância de indivíduos e o número de guildas variam sazonalmente dentro dos ecossistemas. A primeira hipótese se sustenta no fato de que mesmo os ecossistemas estando em contato, devido às suas características fitofisionômicas, existe uma diferenciação de riqueza e abundância em nível de espécie e de guildas entre o manguezal, restinga e floresta. A segunda hipótese se baseia no fato de que possa existir sazonalmente um fluxo de indivíduos entre os ecossistemas, levando a flutuações de riqueza e abundância ao longo do ano.

Capítulo 3: Efeitos da alteração ambiental em uma comunidade de aves no litoral sul do Estado de São Paulo. O presente capítulo visa a identificar as alterações na composição e estrutura da comunidade de aves decorrentes das alterações ambientais pretéritas e atuais as quais uma área situada a nordeste da cidade de Cananéia (Mata do Brocuanha) está exposta. Serão abordados aspectos sobre a riqueza, abundância e diversidade das espécies de aves, bem como a sua divisão em guildas tróficas. Somado a isso, será utilizado como comparativo os dados

obtidos no estudo desenvolvido no Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC) abordados nos capítulos 1 e 2 dessa tese, testando a hipótese de que (i) a riqueza, abundância e diversidade de espécies, bem como o número e a frequência relativa de guildas tróficas diferem entre a Mata do Brocuanha e o PEIC e entre os ecossistemas compartilhados. Espera-se que a comunidade de aves como um todo e a dos ecossistemas presentes na Ilha do Cardoso apresentem uma maior riqueza, abundância e diversidade de espécies, bem como um maior número e frequência relativa de guildas tróficas. Tais predições se sustentam no fato de que a Mata do Brocuanha apresenta um histórico de perturbação antrópica superior ao da Ilha do Cardoso.

Capítulo 4: Frugivoria por aves em remanescentes de Floresta Atlântica localizados nas Ilhas de Cananéia e do Cardoso, litoral sul do Estado de São Paulo. Objetiva testar se existe diferença na sobreposição de nicho trófico entre as áreas amostradas e estudar a relação entre diferenciação morfométrica das espécies de aves frugívoras com os recursos alimentares explorados por elas. Para isso, serão testadas as hipóteses de que (i) ao compararmos os eventos de frugivoria entre as duas ilhas, a sobreposição de nicho trófico é maior na Ilha de Cananéia do que na Ilha do Cardoso; (ii) a variação morfométrica das espécies de aves não está relacionada com o tamanho do fruto consumido. Em relação à primeira hipótese, o fato de a Ilha de Cananéia ter um maior histórico de interferência antrópica, espera-se que as aves apresentem uma maior sobreposição de nicho trófico decorrente da redução dos recursos disponíveis. No que se refere à segunda hipótese, espera-se que dentro de suas limitações anatômicas, independente das dimensões de uma ave, ela irá explorar frutos de tamanhos variados, uma vez que estes se encontram à sua disposição naquele momento.

2 ÁREA DE ESTUDO

Visto que os quatro capítulos que compõem a presente tese têm em comum a mesma área de estudo (Ilha do Cardoso, Ilha de Cananéia ou ambas), optei por descrever na sequência cada um dos locais. Sendo assim, dentro de cada um dos capítulos serão apresentados apenas aspectos exclusivos referentes à metodologia proposta.

O presente estudo foi desenvolvido em duas áreas, sendo uma situada no Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC; 25° 05'02"S e 47° 55'18"W) e outra na região conhecida como Mata do Brocuanha (24° 59'25"S e 47° 54'37"W), localizada na porção centro-norte da Ilha de Cananéia. Ambas as localidades pertencem ao Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape, Cananéia e Ilha Comprida, parte integrante da Área de Proteção Ambiental de Cananéia, Iguape e Peruíbe (APA-CIP) (FIGURA 1). Pertencente ao domínio Mata Atlântica, o complexo consiste no último grande remanescente florestal do Estado de São Paulo, reconhecido como Reserva da Biosfera e Patrimônio Mundial Natural pela UNESCO, graças aos valores humanos e científicos associados (INFORME AMBIENTAL 2005; UNESCO 2018).

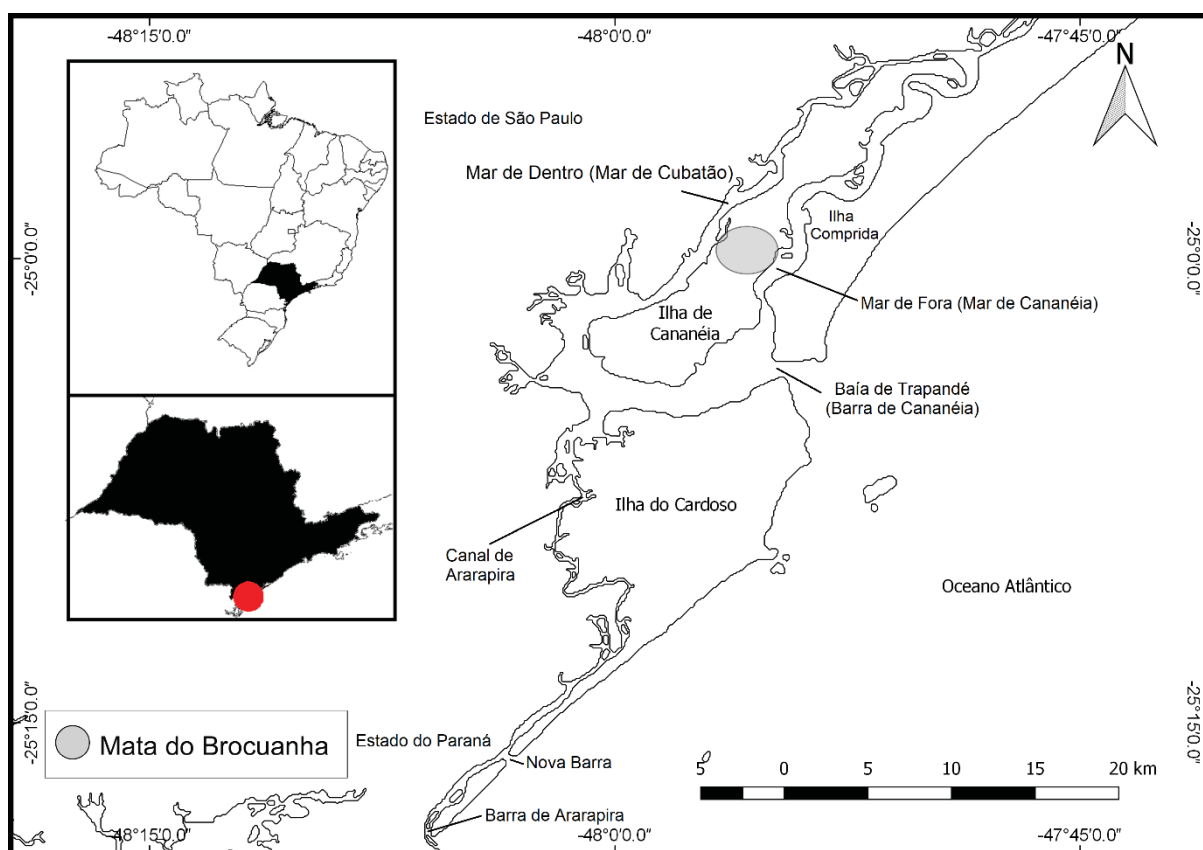


FIGURA 1. Localização geográfica da Ilha do Cardoso e Ilha de Cananéia, ambas localizadas no litoral sul do Estado de São Paulo.

3 ASPECTOS CLIMÁTICOS

O clima da região que abrange as duas áreas é caracterizado como quente e úmido, tendo uma amplitude térmica média de 17°C a 26°C e uma precipitação média mensal de 157 mm (registrado nos anos de 2002 a 2016; CIIAGRO 2017). Apresenta

predomínio de massas de ar tropical no verão e discreto predomínio de massas de ar polar no inverno (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.* 1990). O período mais seco ocorre entre abril e setembro com valores pluviométricos mínimos em julho e agosto (MIYAO *et al.* 1986; SCHAEFFER-NOVELLI *et al.* 1990).

Mais especificamente na Ilha do Cardoso, o clima apresenta algumas características particulares, principalmente no que se refere às variações dos índices de precipitação e temperatura. Segundo Negreiros *et al.* (1987) tais variações se devem à fatores locais, como maritimidade, topografia acidentada e características da vegetação.

4 MATA DO BROCUANHA (ILHA DE CANANÉIA)

Pertencente a região conhecida como Vale do Ribeira, o Município de Cananéia possui uma área de 1.242 km², sendo composto por uma porção continental e outra insular (que engloba também o Parque Estadual Ilha do Cardoso). Na porção insular, de formação predominantemente arenosa, as altitudes variam de cinco a dez metros, salvo a área que engloba o Morro São João, com solo composto por rochas alcalinas e altitude máxima de 129 m (SEMA-SP 1996).

Na porção centro-leste da ilha de Cananéia encontra-se a Mata do Brocuanha, com uma área aproximada de 1,47 km². É delimitada ao sul pela região periurbana de Cananéia, ao norte e a oeste pelo Rio Jacó que se ramifica pela área e a leste pelo canal que separa a ilha de Cananéia da Ilha Comprida, denominado de “Mar de Fora” ou “Mar de Cananéia”.

O local em questão foi inicialmente loteado em uma área legal de 1,2 km², porém, o empreendimento foi embargando a mais de 15 anos pelos órgãos ambientais. Tal ação ocorreu pelo fato de 33,35% do local estar inserido em Área de Proteção Permanente (APP), englobar restingas e manguezais (RESOLUÇÃO N°4 – CONAMA 1985; AÇÃO CIVIL PÚBLICA 2001) e abrigar sítios arqueológicos (sambaquis). O fato de a área ter sido loteada faz com que o local seja cortado por várias trilhas, que originalmente seriam as ruas que dariam acesso aos lotes. Atualmente a Mata do Brocuanha ainda está exposta a ações antrópicas, como a extração de madeira, circulação de motos e quadriciclos, caça, pesca, despejo de resíduos e a presença de animais domésticos, como cães e gatos.

A vegetação da Mata do Brocuanha é composta predominantemente por restinga arbustiva e arbórea margeada por manguezais. No seu interior a presença de rios e gamboas faz com que áreas de manguezal também adentrem no ambiente seguindo os cursos d'água. Graças às oscilações da maré e à sedimentação, no canal que divide a Ilha de Cananéia da Ilha Comprida, ocorrem áreas de baixio. Em algumas áreas dos ambientes de restinga e manguezal, em decorrência das atividades antrópicas atuais e pretéritas, a vegetação foi suprimida, dando lugar a áreas de vegetação secundária e em regeneração.

5 PARQUE ESTADUAL ILHA DO CARDOSO (PEIC)

Pertencente ao município de Cananéia, o Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC) foi oficialmente criado a partir do decreto n° 40.319 de 03/07/1962. Localiza-se ao sul da Ilha de Cananéia e Ilha Comprida, sendo delimitado ao norte pela Barra de Cananéia e Baía de Trapandé; ao sul pela Barra de Ararapira, já adentrando nas águas que banham o litoral norte do Estado Paraná; a leste pelo Oceano Atlântico e a oeste pelo Canal de Ararapira (BARROS *et al.* 1991).

Possui uma área aproximada de 13.500 ha, tendo 30 km de extensão na porção que margeia o Oceano Atlântico e uma largura máxima de 10 km, apresentando um formato irregular com a porção norte mais larga e afinando gradativamente em direção ao sul, onde termina em uma estreita faixa de areia já na divisa com o Estado do Paraná (Parque Nacional do Superagui; NEGREIROS *et al.* 1974). O relevo da ilha é bem acidentado, iniciando no nível do mar com depósitos arenosos modernos e atingindo mais de 800 m de altitude no maciço montanhoso localizado na porção central da ilha, cuja formação remonta ao período Pré-Cambriano (NEGREIROS *et al.* 1974).

A vegetação da Ilha do Cardoso reúne uma amostra em pequena escala da vegetação que ocorre em toda a costa brasileira (BARROS *et al.* 1991). Segundo Noffs & Baptista-Noffs (1982), cinco tipos de formações florestais são encontradas na ilha: formação pioneira de dunas, localizada na faixa elevada de areia em contato com o mar com predomínio de espécies herbáceas; restinga, vegetação arbustiva e arbórea que ocupa a maior parte da planície arenosa da ilha; floresta pluvial tropical da planície litorânea, que corresponde a uma formação intermediária entre a restinga e a floresta de encosta, sendo fisionomicamente condicionada ao estágio de desenvolvimento do

solo; floresta pluvial tropical de encosta (ou da Serra do Mar), caracterizada por apresentar três estratos mais ou menos contínuos cobrindo as encostas e os maciços montanhosos mais baixos da ilha; vegetação de mangue, distribuído sob sedimentos finos e lodosos ao longo da foz dos rios e canais. Ainda de acordo com Barros *et al.* (1991) e Bernardi *et al.* (2005) mais duas formações também ocorrem na ilha: vegetação secundária, oriunda das atividades antrópicas e formação arbustiva dos topos montanhosos, caracterizada por uma reduzida altura do estrato arbóreo e um número elevado de epífitas, ocupando a parte superior dos picos montanhosos.

6 ECOSSISTEMAS AMOSTRADOS

6.1 Manguezal

Corresponde a uma formação pioneira de primeira ocupação com influência fluvio-marinha localizada em ambientes salobros situados na desembocadura de rios e canais com uma vegetação típica adaptada ao ambiente salino (IBGE 2012). As espécies arbóreas predominantes nos manguezais do Complexo Lagunar são *Avicenia schaueriana* (mangue-preto; FIGURA 2A), *Rizophora mangle* (mangue-vermelho; FIGURA 2B) e *Laguncularia racemosa* (mangue-branco; FIGURA 2C; SCHAEFFER-NOVELLI *et al.* 1990). Nas margens lodosas dos mangues encontram-se pequenos campos de *Spartina* spp. (capim-marinho), enquanto que na área de contato com a restinga ocorre em abundância indivíduos de *Hibiscus pernambucensis* (hibisco-do-mangue) e *Conocarpus erectus* (mangue-de-botão; FIGURA 2F; BARROS *et al.* 1991). É grande também a ocorrência de epífitas, principalmente das famílias Bromeliaceae (gêneros *Vriesea* e *Tillandsia*) e Orchidaceae (gêneros *Cattleya* e *Brassavola*), além de líquens. O solo é predominantemente areno-lodoso com grande deposição de matéria-orgânica, seja oriunda da movimentação das marés ou do fluxo de água dos rios (TESSLER & SOUZA 1998).

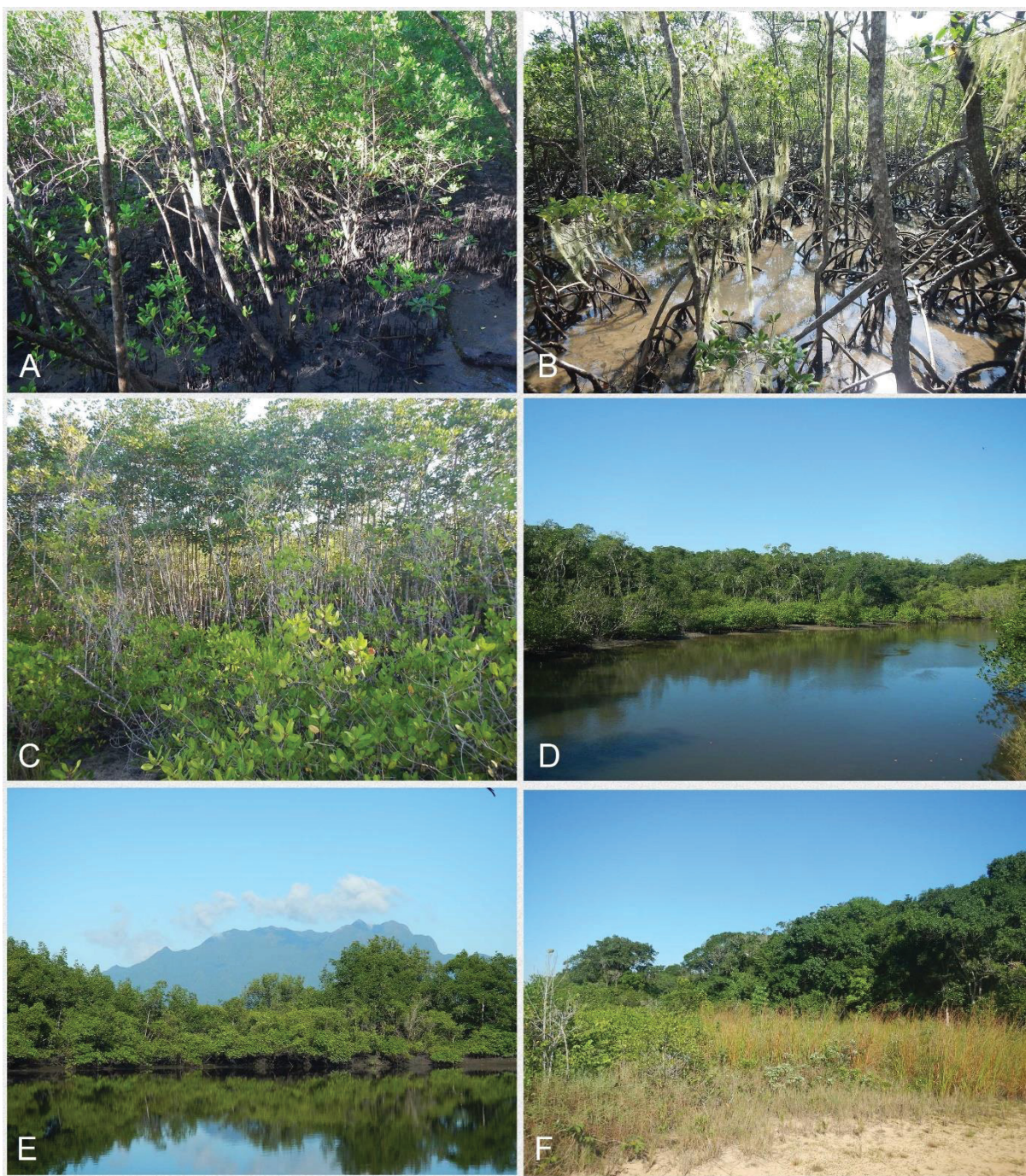


FIGURA 2. Manguezais localizados nas áreas amostradas. A) Na maré baixa com predomínio de *Avicennia schaueriana* na Ilha do Cardoso; B) Na maré alta com predomínio de *Rizophora mangle* na Ilha do Cardoso; C) Agrupamento de *Laguncularia recemosa* na Ilha do Cardoso; D) Manguezais margeando o Rio Perequê na Ilha do Cardoso; E) Manguezais margeando o Rio Jacó na Mata do Brocuanha; F) Transição entre mangue (esquerda) e restinga (direita) na Mata do Brocuanha.

A parte insular de Cananéia apresenta manguezais margeando grande parte da ilha (FIGURA 3). No seu interior, as gamboas e rios que possuem ligação com o

canal, apresentam as margens cobertas por manguezais, adentrando nos ambientes de restinga (FIGURA 2E).

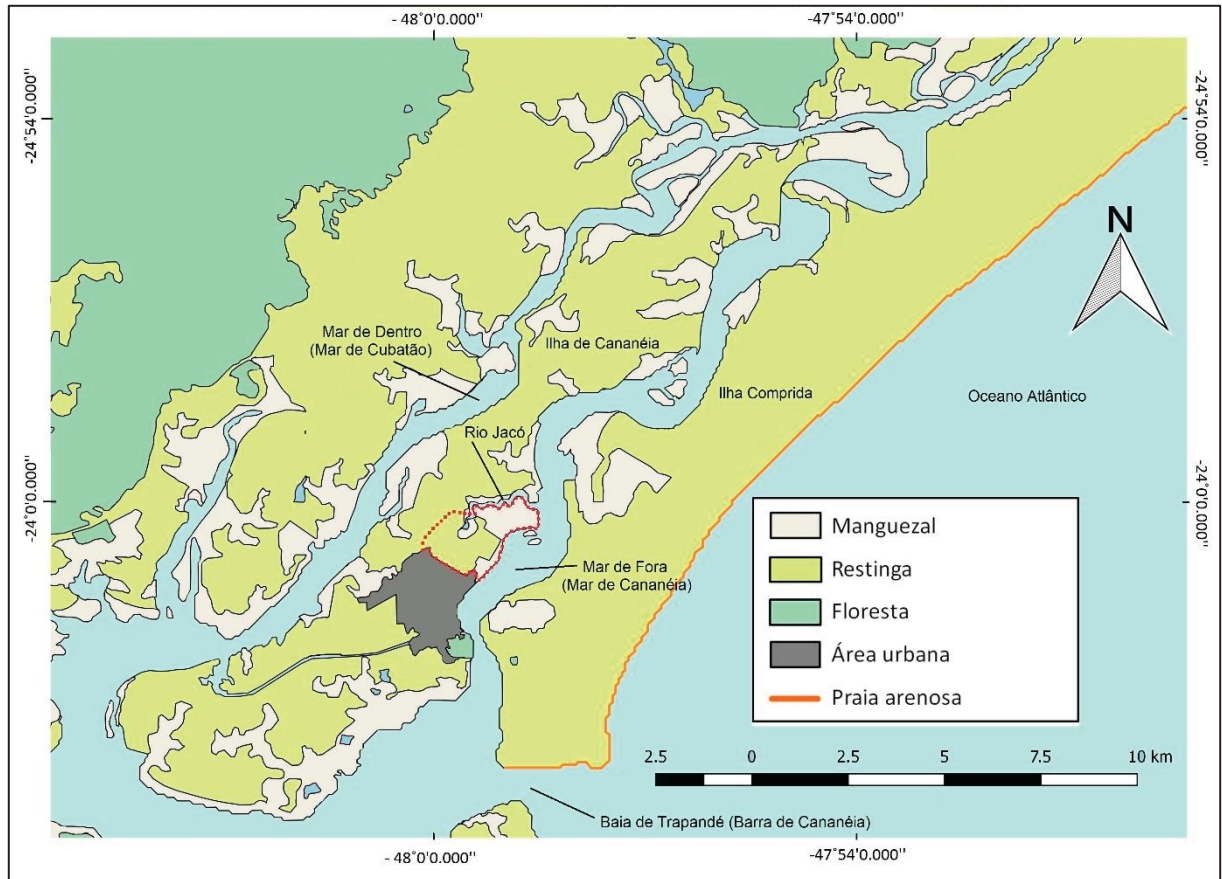


FIGURA 3. Ecossistemas presentes na Ilha de Cananéia. A área pontilhada em vermelho corresponde à Mata do Brocuanha.

Grande parte dos manguezais da Ilha do Cardoso encontram-se ao longo do Canal de Ararapira, que separa a ilha do continente na sua porção oeste. Ao norte, os manguezais estão distribuídos a partir do Canal de Ararapira até a desembocadura do Rio Perequê, onde a costa passa a ser caracterizada por praias arenosas (FIGURA 4). Nos rios e gamboas, a exemplo do que acontece em Cananéia, os manguezais adentram nos ambientes de restinga (FIGURA 2D).

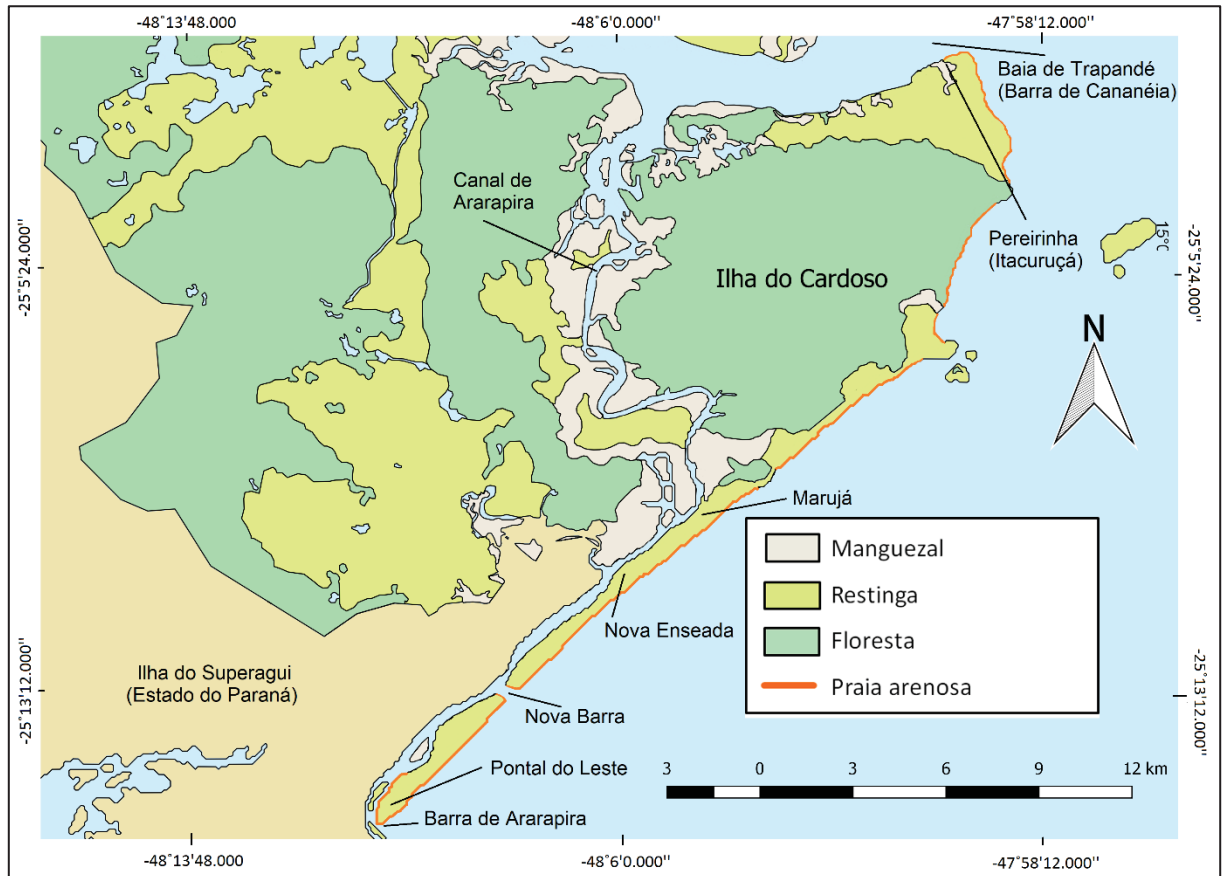


FIGURA 4. Principais ecossistemas presentes na Ilha do Cardoso. Nota-se que ao contrário da Ilha de Cananéia existe uma grande área ocupada por florestas, além de praias arenosas na linha da costa e ausência de áreas urbanizadas.

6.2 Baixo

São áreas caracterizadas por serem elevações do solo submarino com tendência à deposição provocada pelo assoreamento e movimentação das marés, sendo constituídas por material arenoso, argiloso e conchífero (FREITAS *et al.* 2006). No verão, algumas porções de baixo acabam cobertas por capim-marinho (Gênero *Spartina*), cujas folhas e raízes servem de abrigo para uma rica comunidade animal (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.* 1990). Na maré vazante, o fundo lodoso se expõe, servindo de um ambiente propício para o forrageamento de aves que se alimentam de invertebrados e peixes.

Na Ilha de Cananéia os baixios concentram-se principalmente ao longo do “Mar de Fora” ou “Mar de Cananéia”, no “Mar de Dentro” ou “Mar de Cubatão” e em menor escala ao longo dos rios e gamboas, próximo aos manguezais (FIGURA 5A). Na Ilha

do Cardoso os baixios distribuem-se principalmente ao longo do Canal de Ararapira (porção oeste) e ao longo dos rios margeados por manguezais (FIGURA 5B).

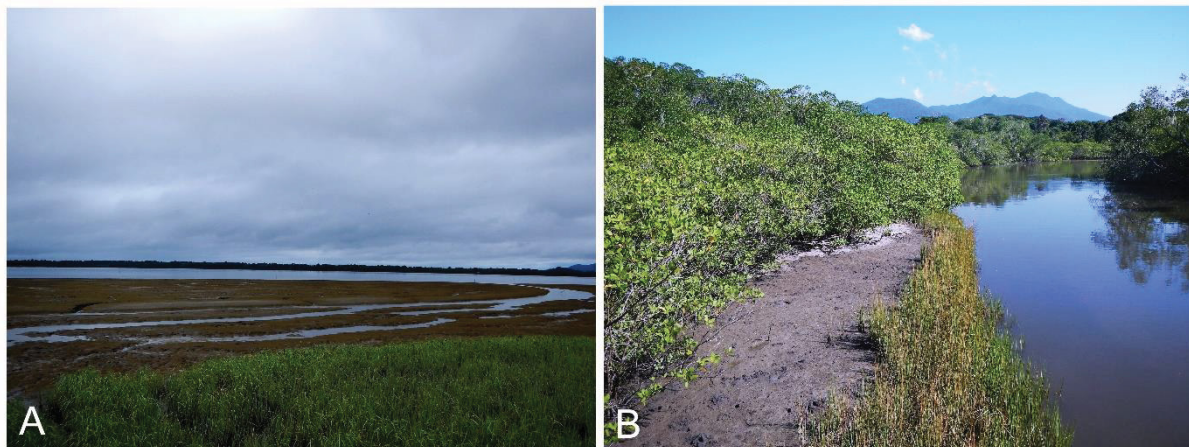


FIGURA 5. Áreas de baixio localizadas no Mar de Cananéia margeando a Mata do Brocuanha (A) e próximo aos manguezais ao longo do Rio Perequê na Ilha do Cardoso (B).

6.3 Restinga

Formação pioneira de primeira ocupação com influência marinha cuja origem se deve às variações do nível do mar ao longo do período Quaternário (ÂNGULO & LESSA 1997). Na região de Cananéia, além das oscilações do nível do mar, o aporte de material oriundo do contato das escarpas cristalinas da Serra do Mar com o mar que ocorre em algumas áreas litorâneas, também contribuíram diretamente para o acúmulo de sedimentos que serviu de base para o desenvolvimento da formação (SUGUIO & MARTIN 1990; SOUZA JUNIOR *et al.* 2007).

No presente estudo, o termo restinga refere-se à vegetação encontrada a partir da faixa de areia vegetada próxima ao mar ou no limite com o manguezal, até a área de contato com a floresta atlântica de planície (FIGURAS 3 e 4). A diferenciação entre manguezal e restinga se fez por questões fitofisionômicas e pelo limite de inundação durante o período de maré alta, sendo considerada como área de manguezal a porção que fica periodicamente inundada. Já a diferenciação entre restinga e floresta atlântica de planície, baseou-se além de questões fitofisionômicas, na caracterização do solo, sendo predominantemente arenoso coberto por uma camada fina de serapilheira nas áreas de restinga e solo mais consolidado com uma camada mais espessa de

serapilheira (formando húmus) no ambiente florestal, baseando-se no proposto por Barros *et al.* (1991).

Na faixa de areia próxima à praia existe o predomínio de uma vegetação herbácea caracterizada por apresentar um sistema radicular extenso e serem tolerantes ao vento e à salinidade elevada, como *Blutaparon portulacoides* (pirrixiu; FIGURA 6A). Na medida em que se afasta da zona marinha, o ambiente passa a ser ocupado principalmente por espécies pertencentes às famílias Convolvulaceae (*Ipomoea pes-caprae*), Araliaceae (*Hydrocotyle bonariensis*), Calyceraceae (*Acicarpa spathula*) e Rubiaceae (gênero *Diodia*), que se fixam ao substrato formando pequenas elevações na areia (FIGURA 6B). Conforme o solo passa a ficar mais estável, o porte das espécies passa a aumentar, abrigando elementos arbóreos pertencentes principalmente às famílias Myrtaceae, Anacardiaceae, Melastomataceae, Aquifoliaceae e Clusiaceae (FIGURA 6C e 6D). Destaca-se também a elevada abundância da família Bromeliaceae, sejam elas epífitas ou terrestres pertencentes aos gêneros *Quesnelia*, *Nidularium* e *Vriesea* (FIGURA 6D).

A Ilha de Cananéia apresenta sua área ocupada predominantemente por restingas alta e baixa (BRIZZOTTI *et al.* 2009), tendo em grande parte do seu entorno manguezais (FIGURAS 6E E 6F). As áreas de restinga baixa são caracterizadas por apresentarem espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas de pequeno a médio porte. Ocorrem nas proximidades dos manguezais e áreas com solos arenosos menos consolidados (FIGURA 2). A restinga alta abriga espécies arbóreas de grande porte e apresenta um maior adensamento de indivíduos, tendo o extrato médio e superior rico em epífitas e lianas. O solo em que ocorre é mais consolidado e já apresenta uma camada mais espessa de serapilheira.

Ao norte e a leste da Ilha do Cardoso, ocorrem formações pioneiras de dunas seguidas por uma restinga herbácea/arbustiva com indivíduos espaçados entre si, vindo a se adensarem conforme se afastam da zona entre marés (BARROS *et al.* 1991). Nas demais áreas a restinga é delimitada por manguezais ou pelos canais, como ocorre ao longo do Canal de Ararapira (FIGURA 3). A partir disso, a restinga passa a apresentar elementos arbóreos, podendo ser dividida em sequência de ocorrência conforme discutido por Barros *et al.* (1991) em restinga de ericáceas, restinga de mirtáceas, restinga de *Clusia* e restinga brejosa, sendo classificada conforme as espécies dominantes. Na sequência, a formação passa a abranger

elementos da floresta de planície (área de ecótone), conforme o solo se consolida e a altitude aumenta.



FIGURA 6. Restingas localizadas nas áreas amostradas. A) Vegetação pioneira de dunas; B) Vegetação herbácea e arbustiva que não são afetados pela variação das marés; C) Restinga arbórea com grande adensamento de bromeliáceas; D) Restinga arbórea em solos mais consolidados; E) Área de restinga arbustiva (primeiro plano) e arbórea (ao fundo) na Mata do Brocuanha; F) Restinga arbórea com árvores isoladas de grande porte na Mata do Brocuanha.

6.4 Floresta

A floresta desenvolve-se sobre sedimentos antigos de origem marinha e fluvio-marinha bem consolidados, apresentando dois ou três estratos arbóreos relativamente contínuos, dossel fechado, grande quantidade de epífitas e lianas e um denso sub-bosque arbustivo-herbáceo, sendo que o adensamento vegetal se reflete na espessa camada de serrapilheira (BARROS *et al.* 1991). No presente estudo, utilizo a denominação “floresta” para as formações presentes a partir do limite do ecótone com a restinga, englobando floresta atlântica de planície e floresta atlântica de encosta (ou da Serra do Mar).

No sub-bosque florestal estão presentes elementos típicos que estão ausentes nas áreas de restinga, como *Heliconia velloziana* (Heliconiaceae), *Clathea cf. longibracteata* (Marantaceae) e *Psychotria nuda* (Rubiaceae; FIGURA 7). O estrato arbóreo inferior, com altura entre oito e 10 m, ocorre em elevada abundância diferentes espécies de Myrtaceae e *Inga edulis* (Fabaceae), além de elementos das famílias Monimiaceae, Sapotaceae, Meliaceae e Euphorbiaceae. O estrato superior alcança uma altura de até 20 m e abriga exemplares das famílias Myristicaceae, Fabaceae, Vochysiaceae e Euphorbiaceae. Segundo Camargo *et al.* (1972 *apud* BARROS *et al.* 1991), nas áreas de floresta de encosta, pode-se ainda identificar um terceiro estrato arbóreo que atinge de 25-30 m de altura. Espécies da família Arecaceae estão presentes ocupando diferentes estratos, com destaque para *Euterpe edulis* (palmito-juçara).



FIGURA 7. Floresta no Parque Estadual Ilha do Cardoso. A) Área com sub-bosque denso com elevada abundância de indivíduos pertencentes às famílias Heliconiaceae, Marantaceae e Rubiaceae; B) Trecho do Rio Perequê que corta o ecossistema florestal na porção mais central da Ilha do Cardoso.

As florestas não estão presentes na Ilha de Cananéia, onde apenas em uma pequena área na porção sudeste da ilha (Morro São João) assemelha-se fitofisionomicamente à formação encontrada na Ilha do Cardoso, trazendo elementos florestais e da restinga. Na Ilha do Cardoso as florestas estão bem distribuídas ao longo do perímetro dos maciços montanhosos (floresta atlântica de planície) e nas encostas (floresta de encosta; FIGURA 2).

6.5 Vegetação secundária

Corresponde a locais antropicamente alterados e que se encontram em processo de regeneração (FIGURA 8). Nas áreas em estágio inicial de regeneração são abundantes os representantes das famílias Asteraceae (como o capim-navalha *Scleria secans*) e Poaceae. Nos próximos estágios são comuns melastomatáceas dos gêneros *Ossea* e *Tibouchina*, embaúbas (*Cecropia pachystachya* e *Cecropia glazioui*), a caquera (*Senna multijuga*) e taquaras (gênero *Merostachys*). Em tais áreas também são encontradas várias espécies exóticas, como *Psidium guajava* (goiabeira), *Anacardium occidentale* (cajuzeiro) e *Persea americana* (abacateiro) nos locais próximos às habitações.

Na Ilha de Cananéia os ambientes de vegetação secundária são distribuídos por toda a região periurbana da cidade. Mais especificamente na Mata do Brocuanha, devido aos impactos gerados na delimitação dos lotes, algumas áreas de restinga foram suprimidas e criaram um mosaico de vegetação que engloba ambientes em diferentes estágios de regeneração. Na Ilha do Cardoso, as áreas de vegetação secundária concentram-se na porção norte (Núcleo Perequê) e nos arredores dos povoados espalhadas pela ilha (BARROS *et al.* 1991).

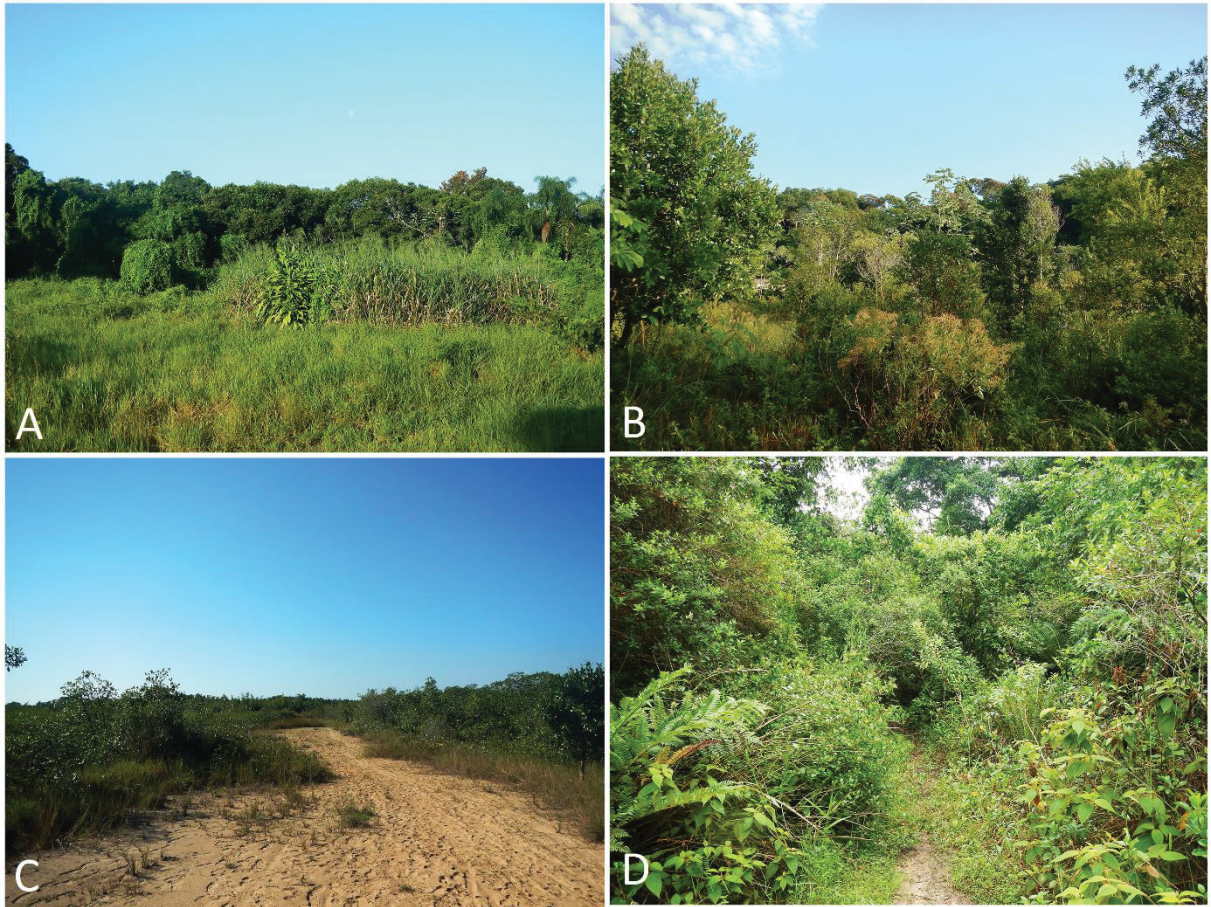


FIGURA 8. Ambientes de vegetação secundária. A) Área alterada com o predomínio de espécies herbáceas no Parque Estadual Ilha do Cardoso; B) Área em estágio médio de sucessão com espécies arbustivas e arbóreas no Parque Estadual Ilha do Cardoso; C) Área de manguezal suprimida e aterrada na Mata do Brocuanha; D) Trilha no interior da Mata do Brocuanha.

6.6 Praias

A denominação praia está sendo utilizada para toda a faixa de areia não vegetada que fica sujeita à oscilação das marés. Tal ecossistema está localizado apenas na Ilha do Cardoso a partir da desembocadura do Rio Perequê seguindo a leste até o povoado do Pontal de Leste, no extremo sul da ilha (FIGURAS 4 e 9).



FIGURA 9. Praias arenosas no Parque Estadual Ilha do Cardoso. Distribuem-se a partir da foz do Rio Perequê (A) e se estendem pela costa leste da ilha até o Pontal de Leste (B).

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AÇÃO CIVIL PÚBLICA. Comarca de Cananéia. **Ministério Público do Estado de São Paulo**. Protocolo 403/01, 2001.

ÂNGULO, J. R.; LESSA, G. C. The Brazilian sea-level curves: a critical with emphasis on the curves from the Paranaguá and Cananéia regions. **Marine Geology**, n. 140, p. 141-166, 1997.

ANJOS, L. Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic Forest. **Annals of Brazilian Academy of Sciences**, n. 76, p. 429-434, 2004.

BARROS, F.; MELO, M. M. R. F.; CHIEA, S. A. C.; KIRIZAWA, M.; WANDERLEY, M. G. L.; JUNG-MENDAÇOLLI, S. Flora fanerogâmica da Ilha do Cardoso – Caracterização geral da vegetação e listagem das espécies ocorrentes. **Instituto de Botânica**. São Paulo, v.1, 1991.

BECKMAN, N. G.; ROGERS, H. S. Consequences of seed dispersal for plant recruitment in tropical forest: interactions within the seedscape. **Biotropica**, v. 45, p. 666-681, 2013.

BENDER, I.; KISSLING, W. D.; BÖHNING-GAESE, K.; HENSEN, I.; KÜHN, I.; WIEGAND, T.; DEHLIN, D. M.; SCHLEUNING, M. Functionally specialized birds respond flexibly to seasonal changes in fruit availability. **Journal of Animal Ecology**, v. 86, n. 4, p. 800-811, 2017.

BERNARDI, J.V.E.; LANDIM, P.M.B.; BARRETO, C.L.; MONTEIRO, R.C. Estudo espacial do gradiente de vegetação do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, SP, Brasil. **HOLOS Environment**, v. 5, n. 1, p. 1-22, 2005.

BIERREGAARD, R. O. JR.; STOUFFER, P. C. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. In: LAURANCE, W. F.; Bierregaard, R. O. JR. (Eds). **Tropical forest remnants: Ecology, management, conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997.

BRIZZOTTI, M.M.; FARIA, M. B. B. C.; OLIVEIRA, A. A. Atlas dos remanescentes dos ecossistemas de restinga do complexo estuarino lagunar de Iguape, Ilha Comprida e Cananéia, litoral sul do Estado de São Paulo: Resultados preliminares. **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Natal: INPE, 2009.

BROWN, K.S.; BROWN, G.G. Habitat alteration and species loss in Brazilian Forest. In: WHITMORE, T. C.; SAYER, J. A. (Eds.). **Tropical deforestation and species extinction**. London Chapman and Hall, p.119-142, 1992.

CAMARGO, J. C. G.; PINTO, S. A. P.; TROPPEMAIR, H. Estudo fitogeográfico e ecológico da bacia hidrográfica paulista do Rio da Ribeira *apud* BARROS, F.; MELO, M. M. R. F.; CHIEA, S. A. C.; KIRIZAWA, M.; WANDERLEY, M. G. L.; JUNG-MENDAÇOLLI, S. 1991. **Flora fanerogâmica da Ilha do Cardoso – Caracterização geral da vegetação e listagem das espécies ocorrentes**. São Paulo: Instituto de Botânica, v.1, 1972.

CHAPMAN, C. A.; CHAPMAN, L. J. Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. **Conservation Biology**, v. 9, p. 675-678, 1995.

CIIAGRO. Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas. Disponível em <http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/Quadros/>. Acessado em 20/11/2018.

DEVELEY, P. F. As aves da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, O. A. V & DULEBA, W (Eds). **Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto: Ed. Holos, 2004.

FLEMING, T. H.; BREITWISCH, R.; WHITESIDES, G. H. Patterns of tropical vertebrate frugivore diversity. **Annual review of ecology and systematics**, v. 18, n. 1, p. 91-109, 1987.

FREITAS, R. C.; BARCELLOS, R. L.; PISETTA, M.; RODRIGUES, M.; FURTADO, V. V. O canal do Vale Grande e o assoreamento no Sistema Estuarino Lagunar de Cananéia-Iguape, Estado de São Paulo, Brasil. In: **Oceanografia e mudanças globais**. III Simpósio Brasileiro de Oceanografia (Org. Elisabete de Santis Braga), 2006.

FURNESS, R. J.; GREENWOOD, J. **Birds as monitors of environmental change**. London: Chapman and Hall, 1993.

GARAY, I. E. G.; DIAS, B. F. S. Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: **Avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento**. Petrópolis: Editora Vozes, 2001.

GONZAGA, L. P.; PACHECO, L. F. Two new subspecies of *Formicivora serrana* (Hellmayr) from southeastern Brazil, and notes of type locality of *Formicivora deluzae* Ménétries. **Bulletin of the British Ornithologists Club**, v. 110, n. 4, p. 187-193, 1990.

HILTY, J.; MERENLENDER, A. M. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. **Biological Conservation**, v. 92, p. 185-197, 2000.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**, 2ª Edição, Manuais Técnicos em Geociência, 2012.

INFORME AMBIENTAL. Projeto de Desenvolvimento do Ecoturismo na Região da Mata Atlântica. (BR-L1013). **Governo do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2005.

LEVINE, J. M.; MURRELL, D. J. The Community-level consequences of seed dispersal patterns. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, v.34, p. 549-574, 2003.

MIYAO, S. Y.; NISHIHARA, L.; SARTI, C. C. Características físicas e químicas do sistema estuarino lagunar de Cananéia-Iguape. **Boletim do Instituto de Oceanografia**, v. 34, p. 23-36, 1986.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeira e marinha**. Fundação BIO RIO, 2000.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. Lista Nacional Oficial das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Portaria n. 444, de 17 de dezembro de 2014. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF. Seção 1, 245, p. 121-126, 2014.

MORELATTO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v.32, p. 786-792, 2000.

MORELLI, F.; MOUSSEAU, T. A.; MØLLER, A. P. Cuckoos vs. top predators as prime bioindicators of biodiversity in disturbed environments. **Journal of environmental radioactivity**, v. 177, p. 158-164, 2017.

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NEGREIROS, O. C.; CARVALHO, C. T.; CESAR, S. F.; DUARTE, F. R.; DESHLER, W. O.; THELEN, K. D. Plano de manejo para o Parque Estadual da Ilha do Cardoso. **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, v. 9, p. 1-57, 1974.

NOFFS, M. S.; BAPTISTA-NOFFS, L. J. Mapa da vegetação do Parque Estadual da Ilha do Cardoso – as principais formações. In: **Congresso Nacional de Essências Naturais**, Campos do Jordão, 1982.

RAD, B. B. Waterbirds as Bio-indicators in Lake Uromia Ecosystem Changes. **International Journal of Marine Science**, v. 6, n. 43, 2016.

RESOLUÇÃO n°4 DO CONAMA. Dispões sobre a definição de vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica. Artigo 3º incisos VII e VIII. **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente**, 1985.

SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2319-2331, 2015.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; MESQUITA, H. S. L.; CINTRÓN-MOLERO, G. The Cananéia Lagoon Estuarine System, São Paulo, Brazil. **Estuaries**, v. 13, n. 2, p. 193-203, 1990.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO. **Atlas das unidades de conservação ambiental do Estado de São Paulo. Parte I – Litoral**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 1996.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira, 2001.

SILVEIRA, L. F.; STRAUBE, F. C. Aves ameaçadas de extinção no Brasil. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (Eds) **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Belo Horizonte: Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas, 2008.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da mata atlântica no período 2013-2014.**

São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2015.

SOUZA-JÚNIOR, V.; VIDAL-TORRADO, P.; TESSLER, G. M.; PESSEDA, L. C. R.; FERREIRA, T. O.; OTERO, X. L.; MACIAS, F. Evolução quaternária, distribuição de partículas nos solos e ambientes de sedimentação em manguezais do estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência dos Solo**, v.31, n.4, p. 753-769, 2007.

SUGUIO, K.; MARTIN, L. Geomorfologia das restingas. **Anais do II simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: estrutura, função e manejo.** Águas de Lindóia, SP, p. 185-205, 1990.

TESSLER, M. G.; SOUZA, L. A. P. Dinâmica sedimentar e feições sedimentares identificadas na superfície de fundo do sistema Cananéia-Iguape, SP. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 46, n. 1, p. 69-83, 1998.

UNESCO – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA EDUCAÇÃO, A CIÊNCIA E A CULTURA. Disponível em: <www.unesco.org.br>. Acessado em 16 de maio de 2018.

COMUNIDADE DE AVES DO PARQUE ESTADUAL ILHA DO CARDOSO

RESUMO

O Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC), localizado no extremo sul do litoral paulista, reúne um importante remanescente de Floresta Atlântica em bom estado de conservação, carecendo, porém, de um estudo aprofundado sobre a comunidade de aves que habita a ilha. Diante disso, o presente estudo visou a elaborar um inventário das espécies de aves do parque abordando a riqueza, frequência de ocorrência, status de ocorrência, divisão das espécies em guildas e similaridade com outras áreas. Foram realizadas entre setembro de 2015 e setembro de 2017, 25 expedições de campo com cinco dias de duração cada nos ecossistemas de manguezal, restinga e floresta na porção centro-nordeste da ilha. Áreas de baixio, praia e o canal que separa a Ilha de Cananéia da Ilha do Cardoso foram amostradas um dia por mês através de incursões embarcadas e ao percorrer a faixa de areia na porção norte da ilha. O inventário foi realizado combinando três técnicas para estudos ornitológicos: identificação visual, identificação auditiva e captura com redes-de-neblina (cinco pontos fixos no manguezal, restinga e floresta). Foram registradas 332 espécies de aves, sendo 28 espécies consideradas endêmicas para o Brasil e 33 com algum grau de risco de extinção. No que se refere à riqueza mensal, no período de setembro a dezembro foi possível registrar o maior número de espécies em ambos os anos, tendo seu pico em novembro. Em contrapartida, a partir de maio até agosto foi registrado o menor número de espécies na área, com valores mínimos em junho. Em relação aos ecossistemas amostrados, a restinga apresentou a maior riqueza ($n=227$), seguida da floresta ($n=145$), manguezal ($n=118$), praia ($n=36$), baixio ($n=25$), mar ($n=15$) e aéreo (voo) ($n=11$). Setenta e uma espécies foram registradas em todos os meses amostrados ($FO=100\%$), enquanto que 45 apresentaram registros em apenas um mês ($FO=4\%$). No que se refere ao status de ocorrência, 57% das espécies são residentes, 23% visitantes ocasionais, 13% residentes incomuns, 6% migratórias e 5% visitantes. As espécies registradas permitiram o reconhecimento de 25 guildas com base nos itens alimentares, tamanho corporal e estrato em que comumente forrageiam, sendo as mais representativas na comunidade, as guildas de “Insetívoros de estrato médio” ($n=55$), “Onívoros de copa” ($n=33$) e “Piscívoros” ($n=31$). Ao compararmos a comunidade de aves do PEIC com outras áreas de fitofisionomia semelhantes, a maior similaridade foi obtida com o município de Ubatuba (62%), seguida da lista de espécies apresentada no Plano de Manejo do PEIC (57%). Por fim, com o presente estudo, buscamos através de um significativo esforço em campo trazer um melhor conhecimento no que diz respeito a avifauna do PEIC, que pode vir a servir de base na hora de traçar ações visando ao manejo do parque bem como das unidades de conservação que se distribuem no seu entorno.

Palavras-chave: Avifauna; Guildas tróficas; Manguezal; PEIC; Restinga;

ABSTRACT

The Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC), located in the southernmost coast of the state of São Paulo, has an important remaining of Atlantic Forest in good condition, with needs of a thorough study of the insular bird community. Therefore, the present study aimed to elaborate an inventory of the bird species in the park, assessing aspects of richness, frequency of occurrence, occurrence status, species division in guilds, and similarity with external areas. Between September 2015 and September 2017, 25 monthly field expeditions were carried out, each one for five days in the mangrove, *restinga*, and forest ecosystems in the center-northeast portion of Cardoso Island. The areas of *baixio* and beach, and the channel that separates Cananéia Island from Cardoso Island were sampled once a month; the former by foot when crossing the sand strip in the northern portion of the island and latter aboard a boat. The inventory was carried out combining three techniques for ornithological studies: visual identification, auditory identification and mist-net capture (five fixed points in the mangrove, *restinga* and forest). A total of 332 bird species were recorded, 28 species considered endemic to Brazil, and 33 with some degree of extinction risk. Regarding the monthly richness, the largest number of species were registered from September to December in both years, with peak in November. In contrast, the smallest number of species recorded were from May to August, with minimum values in June. In relation to the ecosystems sampled, the *restinga* presented the highest richness (n=227), followed by forest (n=145), mangrove (n=118), beach (n=36), *baixio* (n=25) and air (flight) (n=11). Seventy-one species were recorded in all sampled months (FO=100%), while 45 presented records in only one month (FO=4%). Regarding the occurrence status, 57% of the species are resident, 23% are occasional visitors, 13% are unusual residents, 6% are migratory, and 5% are visitors. From the registered species, 25 guilds were recognized based on food items, body size and stratum in which they commonly forage. The most representative guild in the community were "Insetívoros de estrato médio" (n=55), "Onívoros de copa" (n=33) and "Piscívoros" (n=31). When comparing the bird community of the PEIC with other areas of similar phytophysognomy, the highest similarity was obtained with the municipality of Ubatuba (62%), followed by the list of species presented in the PEIC Management Plan (57%). Finally, with the present study, we seek to bring a better knowledge regarding the PEIC avifauna, a scientific basis for decision takers managing the PEIC and as well as surrounding conservation units.

Keywords: Avifauna; Mangrove; PEIC; Restinga; Trophic guilds;

1 INTRODUÇÃO

Comunidades biológicas correspondem ao conjunto de populações de organismos que habitam determinada área e que interagem entre si e com o meio abiótico (RICKLEFS 2016). A estrutura de uma comunidade biológica em larga escala é basicamente determinada pela história biogeográfica dos organismos que a compõem (REIF *et al.* 2010) e por fatores climáticos (HAWKINS *et al.* 2003). Já em nível local, sua estrutura é influenciada principalmente por relações ecológicas, como as interações entre os organismos (MARTIN *et al.* 2016).

No que se refere a fauna, reduções na abundância dos indivíduos e perda da diversidade biológica de uma comunidade ocorrem principalmente em decorrência de alterações na estrutura dos ambientes que acabam comprometendo porções fundamentais do nicho ocupado pelas espécies (KARR & FREEMARK 1983; JOHNS 1991). Tais alterações ambientais, na maior parte das vezes, estão associadas às atividades humanas, como a fragmentação dos habitats, introdução de espécies exóticas e a superexploração dos recursos naturais (PRIMACK & RODRIGUES 2001).

Um dos casos mais dramáticos ocorre na Floresta Atlântica, que inicialmente se estendia ao longo de quase toda a costa brasileira com uma área total de 1,3 milhões de km², estando hoje restrita a menos de 8,5% desse total (SOS MATA ATLÂNTICA 2015). No Estado de São Paulo, o bioma cobria originalmente 69% do território, porém, assim como nos demais estados brasileiros, teve sua área reduzida, cobrindo atualmente apenas 13,7% desse total e estando restrito principalmente aos remanescentes ao longo das regiões serranas e costeiras do estado (SOS MATA ATLÂNTICA 2017).

Em relação à diversidade biológica da Floresta Atlântica, aves corresponde ao grupo de vertebrados mais representativo, contando na região sudeste do Brasil com 927 espécies, sendo 141 endêmicas e 83 ameaçadas de extinção (RIDGELY *et al.* 2015). Porém, quando se avalia em nível populacional, várias dessas espécies demonstram reduções numéricas representativas, sendo consideradas raras pelo fato de habitarem ambientes restritos ou apresentarem uma pequena distribuição geográfica (GOERCK 1997). Sendo assim, mesmo que fatores ecológicos e evolutivos possam justificar a potencial raridade dessas espécies, as ações antrópicas se mostram como os principais agravantes na redução do seu tamanho populacional (DEVELEY 2004; PEREIRA *et al.* 2014; MORANTE-FILHO *et al.* 2015).

Devido ao valor biológico agregado, os remanescentes de Floresta Atlântica no litoral sul do Estado de São Paulo nos últimos dez anos receberam o reconhecimento em nível mundial visando a sua preservação. Nesse contexto, podemos citar a aquisição do título de Reserva da Biosfera e Patrimônio Mundial Natural atribuídos pela UNESCO (INFORME AMBIENTAL 2005; UNESCO 2018) e, mais recentemente, a delimitação de um Sítio RAMSAR (grupo de áreas úmidas de importância internacional), abrangendo uma área que engloba a região de Cananéia, Iguape e Peruíbe (MMA 2018).

Inserido nesse contexto, o Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC), localizado no extremo sul do litoral paulista, corresponde a um bom exemplo no que se refere a um mosaico de paisagens em bom estado de conservação. No entanto, poucos estudos envolvendo a fauna de vertebrados em nível de comunidade foram desenvolvidos no parque, sendo eles focados na herpetofauna (BERTOLUCI *et al.* 2007; ROCHA *et al.* 2008; PINHEIRO 2009; VILELA *et al.* 2011; ZINA & PRADO 2012) e mastofauna (NAKANO-OLIVEIRA 2006; ALVES 2008; MARTINS 2013; SILVEIRA 2017). No que se refere a comunidade de aves, destaca-se apenas a lista de espécies que consta no Plano de Manejo do Parque (SÃO PAULO 1998; 2002) e o estudo de Marsden *et al.* (2004) que aborda a comunidade de aves florestais presente na ilha. A carência de conhecimento da avifauna da região fica bem explícita ao considerarmos que em 1992 uma nova espécie de passeriforme foi descrita no município de Ilha Comprida, a maria-da-restinga, *Philloscartes kronei* (WILLIS & ONIKI 1992). Portanto, partindo do pressuposto de que existe uma lacuna a ser preenchida no conhecimento da avifauna do PEIC, o presente estudo visa a elaborar um inventário das espécies de aves residentes, migratórias e de ocorrência ocasional no parque e abordar aspectos sobre riqueza, frequência de ocorrência, status de ocorrência, divisão das espécies em guildas e similaridade com outras áreas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC), localizado no extremo sul do litoral do Estado de São Paulo (de 25° 03'05" a 25° 18'18"S e de 47° 53'48" a 48° 05'42"W), estando inserido dentro do bioma Floresta

Atlântica e abrangendo os ecossistemas de floresta, restinga, manguezal, praia, baixio e marinho (ver maior detalhamento da área de estudo no prólogo desta tese).

2.2 Delineamento amostral

Entre setembro de 2015 e setembro de 2017 foram realizadas 25 expedições de campo com cinco dias de duração cada (Licença SISBIO 39328-8 e COTEC 277/2016). Estas se iniciaram às 06:00 h da manhã e se estenderam até às 18:00 h da tarde, sendo realizadas nos ecossistemas de manguezal, restinga e floresta, ambas na porção centro-nordeste da ilha (FIGURA 1). Breves incursões noturnas também foram realizadas em tais ecossistemas visando a registrar aves das ordens Strigiformes, Caprimulgiformes e Nyctibiiformes. Já as áreas de baixio, praia e o canal que separa a Ilha de Cananéia da Ilha do Cardoso foram amostrados um dia por mês através de incursões embarcadas e ao percorrer a faixa de areia na porção norte da ilha (Praia do Pereirinha). Espécies que foram registradas apenas sobrevoando qualquer um dos ecossistemas mencionados foram enquadradas na categoria “voo”, visto que não seria possível garantir se estas simplesmente estavam se deslocando ou se ocupavam o ecossistema em questão.

O inventário foi realizado combinando três técnicas para estudos ornitológicos: identificação visual, identificação auditiva e captura com redes-de-neblina. A identificação visual se deu com o auxílio de binóculos (7x35 e 8x40) e a identificação auditiva através da gravação das vocalizações (Gravador analógico Olympus® S701) para posterior comparação com Cd's especializados (VIELLIARD 1995 a,b; GONZAGA & CASTIGLIONI 2001) e bancos de dados disponíveis na internet (www.xeno-canto.org e www.wikiaves.com.br).

As capturas com redes-de-neblina foram efetuadas em locais fixos por dois dias consecutivos nos três principais ecossistemas que compõem a ilha na sua porção nordeste: manguezal (na foz do Rio Perequê), restinga (ao longo da estrada da captação e Trilha Morro das Almas) e floresta (próximo à antiga casa que constituía a central de energia). Para isso, seis redes foram utilizadas em cada um desses ecossistemas (FIGURA 1) (malhas 19, 20, 25 e 30 mm), sendo abertas às 06:00 h e fechadas às 18:00 h. Em dias de chuvas intensas ou exposição extrema ao sol e calor, as redes foram fechadas (individualmente ou na totalidade), atendendo a resolução do CEMAVE (Centro Nacional de Pesquisa para Conservação das Aves Silvestres)

Cap. IV, Art. 19, que proíbe a captura em condições adversas. As redes foram revisadas a cada 25 minutos visando a retirar os espécimes capturados para identificação e anilhamento. Todas as aves capturadas foram marcadas no tarso direito com anilhas metálicas fornecidas pelo CEMAVE (autorização de anilhamento 3999).

Foram incluídas também espécies identificadas através de registros fotográficos efetuados por moradores locais e pelo Projeto de Monitoramento de Praias – Bacia de Santos (PMP-BS) que monitora diariamente as praias da Ilha do Cardoso. Tais espécies foram excluídas do cálculo de frequência de ocorrência. O enquadramento taxonômico utilizado seguiu o proposto pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI *et al.* 2015).

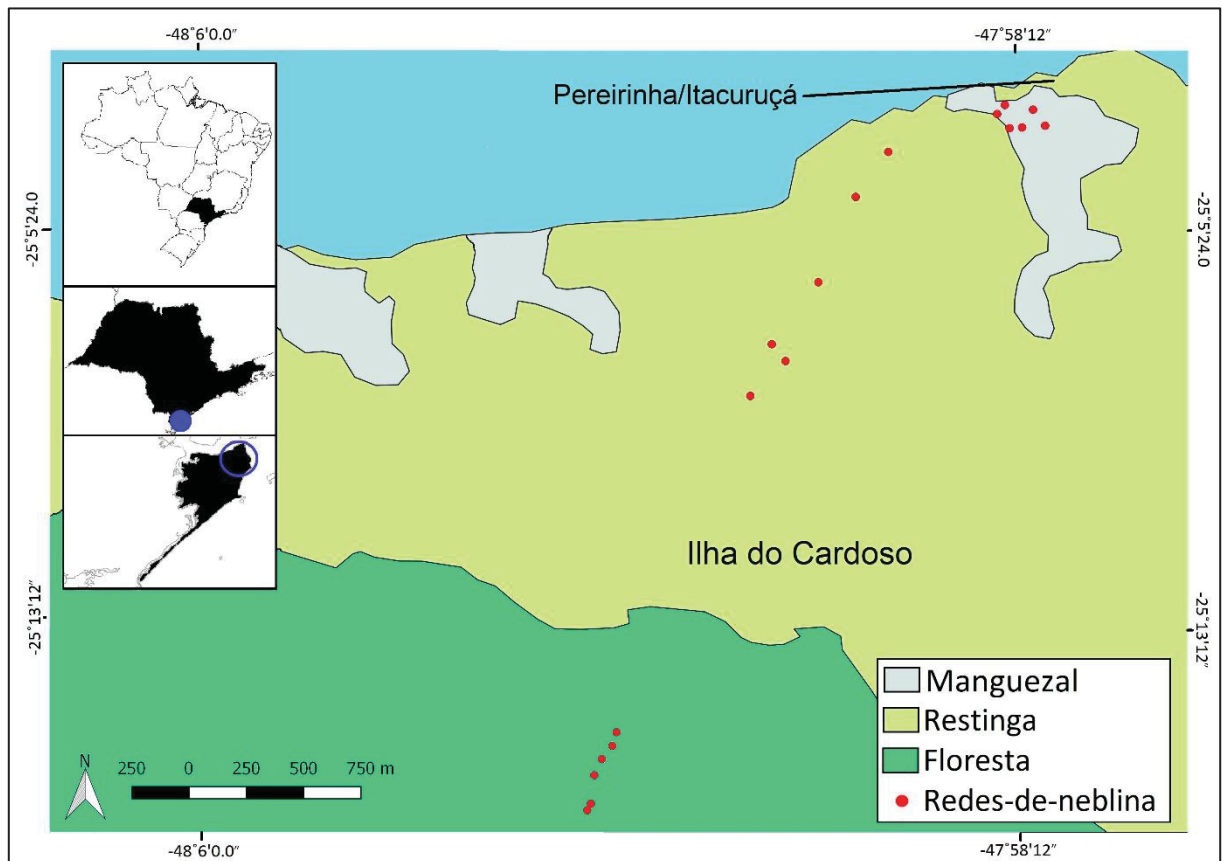


FIGURA 1. Localização dos pontos onde foram utilizadas redes-de-neblina na porção nordeste da Ilha do Cardoso, litoral sul do Estado de São Paulo (manguezal, restinga e floresta).

2.3 Análise dos dados

A frequência de ocorrência foi calculada pela fórmula $FO = A/n \cdot 100$, onde “A” corresponde ao número de meses em que uma determinada espécie foi registrada e “n” o número total de meses amostrados ($n=25$). O status de ocorrência foi definido para este estudo após analisar a ocorrência das espécies ao longo do período amostrado, juntamente com os resultados do cálculo de frequência de ocorrência e de informações disponíveis na literatura (SICK 2001; PIACENTINI *et al.* 2015), sendo enquadradas como **Residentes** as aves que apresentaram FO de 20% ou mais; **Residentes Incomuns**, aquelas que apresentaram FO acima de 10%, porém menor que 20%; **Visitantes Ocasionalmente**, aquelas espécies que além de não apresentarem padrões de presença e ausência definidos, possuíram FO abaixo de 10%; **Migratórias** aquelas espécies com FO maior ou igual a 20% e que nitidamente apresentaram padrões semelhantes de ocorrência e ausência ao longo dos dois anos amostrados. As espécies em rota migratória que utilizam a área por um breve período de tempo e que no presente estudo apresentaram FO abaixo de 10%, foram classificadas como **Visitantes Oriundos do Hemisfério Norte e Visitantes Oriundos do Hemisfério Sul**, seguindo o proposto por PIACENTINI *et al.* (2015).

Utilizou-se aqui o status de “Residente Incomum” (FO superior a 10%), pelo fato de que por mais que uma espécie não tenha sido registrada em determinados meses, não se pode afirmar simplesmente que esta não esteja ocorrendo na área naquele momento, uma vez que sua “ausência” pode estar associada simplesmente à baixa conspicuidade natural da espécie (MARTERER 1996). A diferenciação em “Residente Incomum”, portanto, se fez apenas para fazer referência às aquelas menos conspicuas na área (ou potencialmente raras). No que se refere às aves enquadradas como “Migratória”, fez-se referência ao seu comportamento na Ilha do Cardoso, podendo diferir dos padrões gerais descritos na literatura.

A divisão das espécies em guildas se embasou no proposto por Willis (1979) com algumas adequações visando a englobar toda a comunidade. Para isso foram adotadas informações disponíveis em Sick (2001) e Kissling *et al.* (2011), além das observações feitas em campo. A classificação considerou os itens predominantes na dieta de cada espécie, o tamanho corporal e o principal estrato em que estas forrageiam: **GFS** (Grandes frugívoros de solo), **GFC** (Grandes frugívoros de copa), **PFC** (Pequenos e médios frugívoros de copa), **FEM** (Frugívoros de estrato médio), **OA** (Onívoros aquáticos), **OEM** (Onívoros de estrato médio), **OC** (Onívoros de copa), **OS** (Onívoro de solo), **OSb** (Onívoros de sub-bosque), **P** (Piscívoros), **CD** (Carnívoros).

diurnos), **CN** (Carnívoros noturnos), **CIA** (Consumidores de invertebrados aquáticos), **CIT** (Consumidores de invertebrados terrestres), **IS** (Insetívoros de solo), **IEM** (Insetívoros de estrato médio), **ISb** (Insetívoros de sub-bosque), **IC** (Insetívoros de copa), **IDA** (Insetívoros diurnos aéreos), **INA** (Insetívoros noturnos aéreos), **Nf** (Necrófagos), **GS** (Granívoros de solo), **GSb** (Granívoros de sub-bosque), **GEM** (Granívoros de estrato médio) e **N** (Nectarívoros). Uma divisão mais simplificada levando em conta apenas o hábito alimentar das espécies também foi utilizada: Insetívoros, Onívoros, Piscívoros, Carnívoros, Necrófagos, Nectarívoros, Consumidores de Invertebrados (além de insetos consomem uma ampla variedade de invertebrados, sejam eles aquáticos ou terrestres), Frugívoros e Granívoros. Tal classificação também se baseou em Willis (1979), Sick (2001), Kissling *et al.* (2011) e em observações feitas em campo.

Para testar a similaridade da riqueza de espécies com outras áreas de Floresta Atlântica foi utilizado o Índice de Similaridade de Sorensen (S_s), que compara qualitativamente a semelhança de espécies entre amostras obtidas em intervalos espaciais e temporais tomando como base a presença-ausência. O índice varia de 0 (comunidades totalmente diferentes quanto à composição de espécies) e 1 (comunidades totalmente semelhantes quanto à composição de espécies).

Para testar se existe diferença significativa da riqueza de espécies nos ecossistemas entre os anos e entre as estações, foi utilizada uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), onde os fatores (anos e estações) foram considerados como efeitos fixos e o número de permutações utilizado foi de 9.999. Tal análise foi realizada utilizando o programa “Past” (HAMMER *et al.* 2001), onde matrizes de similaridade por meio do coeficiente de similaridade de Bray-Curtis foram construídas com os dados de riqueza. As estações do ano foram agrupadas em: dezembro, janeiro e fevereiro (verão); março, abril e maio (outono); junho, julho e agosto (inverno); setembro, outubro e novembro (primavera).

3 RESULTADOS

Foi totalizado ao final dos 25 meses amostrados 1.500 horas em campo distribuídas em 125 dias. No que se refere às capturas, somaram-se 1.116 horas de redes armadas, sendo 588 horas no manguezal, 576 na restinga e 576 horas na

floresta. Em decorrência das fortes chuvas, por um dia no manguezal, dois dias na restinga e quatro dias na floresta, as redes não foram abertas.

Foram registradas 332 espécies de aves pertencentes a 25 ordens e 74 famílias (ANEXO 1). Destas, seis foram identificadas através de fotos tiradas por moradores da ilha: *Amazonetta brasiliensis* (pé-vermelho), *Ramphastos dicolorus* (tucano-de-bico-verde), *Sturnella supercilialis* (polícia-inglesa-do-sul), *Himantopus melanurus* (pernilongo-de-costas-branca), *Notharchus swainsoni* (macuru-de-barriga-castanha) e *Schistochlamys ruficapillus* (bico-de-veludo). Mais sete espécies foram incluídas com base em registros fotográficos efetuados pelo Projeto de Monitoramento de Praias – Bacia de Santos (PMP-BS) executado pelo Instituto de Pesquisas Cananéia (IPeC): *Spheniscus magellanicus* (pinguim-de-magalhães), *Thalassarche chlororhynchos* (albatroz-de-nariz-amarelo), *Thalassarche melanophris* (albatroz-de-sobrancelhas), *Macronectes giganteus* (petrel-grande), *Macronectes halli* (petrel-grande-do-norte), *Procellaria aequinoctialis* (pardela-preta) e *Calonectris borealis* (cagarra-grande). Tendo como base os registros efetuados em campo (excluindo aqueles efetuados por fotografias), a curva de acumulação de espécies para o Parque Estadual Ilha do Cardoso passa a se estabilizar a partir da vigésima terceira amostragem (FIGURA 2).

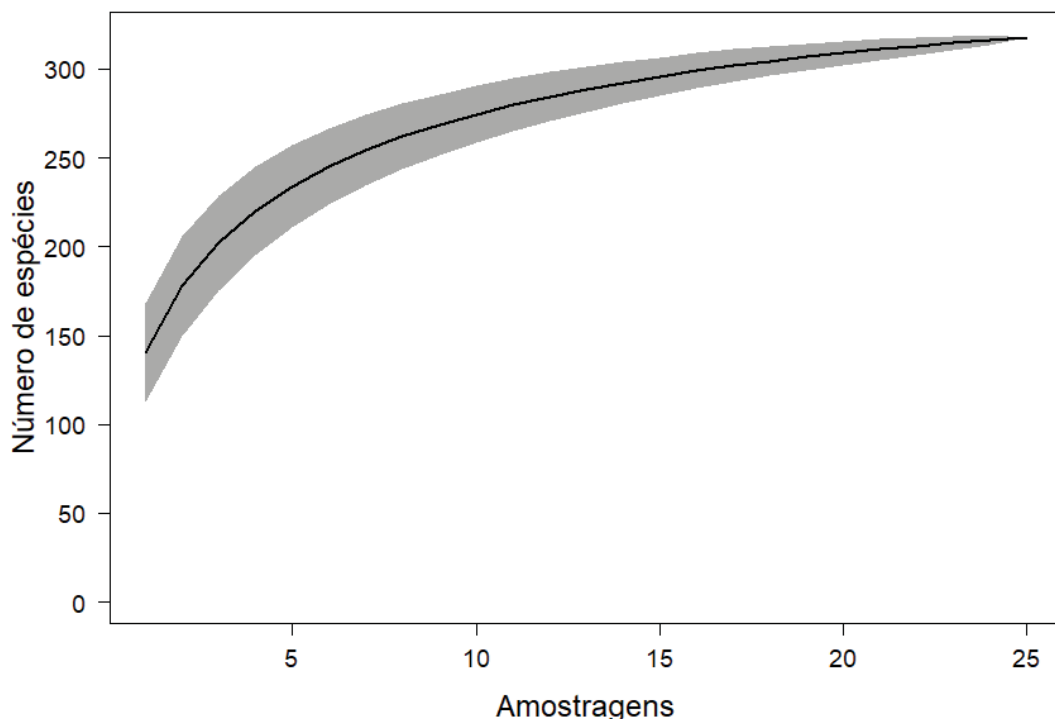


FIGURA 2. Curva de acumulação de espécies para a avifauna do Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC) com base nas 319 espécies registradas em campo (excluindo aquelas que foram registradas por intermédio de fotografias).

Foram capturadas 628 aves pertencentes a 81 espécies e enquadradas em oito ordens e 29 famílias. Do total de capturas, 88 correspondem a recapturas. No que se refere aos ecossistemas, foram capturadas no manguezal 263 aves pertencentes a 46 espécies, na restinga 209 aves pertencentes a 45 espécies e na floresta 156 aves pertencentes a 30 espécies (Mais detalhes no Capítulo 2). Entre as espécies registradas, 28 são consideradas endêmicas para o Brasil (PIACENTINI *et al.* 2017) e 33 com algum grau de risco de extinção, seja em nível estadual (SILVEIRA *et al.* 2009), nacional (MMA 2014) ou mundial (IUCN 2018) (TABELA 1).

TABELA 1. Espécies com algum grau de risco de extinção registradas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC) em Nível Estadual (E), Nível Nacional (N) e Nível Mundial (M). Categorias de ameaça: **CR** (Criticamente ameaçada), **EN** (Em perigo/ameaçada), **VU** (Vulnerável), **NT** (Quase ameaçada), **LC** (Pouco preocupante) e **DD** (Dados deficientes).

| Espécies | E | N | M |
|------------------------------------|----------|----------|----------|
| <i>Tinamus solitarius</i> | VU | - | NT |
| <i>Aburria jacutinga</i> | CR | EN | EN |
| <i>Thalassarche chlororhynchus</i> | VU | EN | EN |
| <i>Thalassarche melanophris</i> | VU | - | NT |
| <i>Sterna hirundinacea</i> | NT | VU | LC |
| <i>Procellaria aequinoctialis</i> | VU | VU | VU |
| <i>Cochlearius cochlearius</i> | EN | - | LC |
| <i>Nyctanassa violacea</i> | VU | - | LC |
| <i>Eudocimus ruber</i> | EN | - | LC |
| <i>Buteogallus aequinoctialis</i> | CR | - | NT |
| <i>Amadonastur lacernulatus</i> | VU | VU | VU |
| <i>Pseudastur polionotus</i> | VU | - | NT |
| <i>Spizaetus tyrannus</i> | VU | - | LC |
| <i>Rallus longirostris</i> | LC | - | LC |
| <i>Aramides mangle</i> | DD | - | LC |
| <i>Thalasseus acuflavidus</i> | VU | - | LC |
| <i>Thalasseus maximus</i> | VU | EN | LC |
| <i>Touit melanonotus</i> | VU | VU | VU |
| <i>Amazona brasiliensis</i> | EM | - | VU |
| <i>Ramphastos vitellinus</i> | CR | - | VU |
| <i>Selenidera maculirostris</i> | NT | - | LC |
| <i>Myrmotherula unicolor</i> | VU | - | NT |
| <i>Carpornis melanocephala</i> | CR | VU | VU |
| <i>Pyroderus scutatus</i> | VU | - | LC |
| <i>Procnias nudicollis</i> | VU | - | VU |
| <i>Platyrinchus leucoryphus</i> | VU | - | VU |
| <i>Phylloscartes kronei</i> | VU | - | VU |
| <i>Phylloscartes paulista</i> | VU | - | NT |
| <i>Tangara peruviana</i> | EM | VU | VU |

| | | | |
|------------------------------|----|----|----|
| <i>Conirostrum bicolor</i> | LC | - | NT |
| <i>Sporophila frontalis</i> | CR | VU | VU |
| <i>Sporophila angolensis</i> | VU | - | LC |
| <i>Euphonia chalybea</i> | VU | - | NT |

A riqueza de espécies nos ecossistemas apresentou diferenças significativas entre os anos e entre as estações amostrados (TABELA 2). Nos períodos de setembro a dezembro (primavera) foi possível registrar o maior número de espécies em ambos os anos, tendo seu pico em novembro. Em contrapartida, a partir de maio até agosto (inverno) foram registrados os menores números de espécies na área, com valores mínimos em junho (FIGURA 3).

TABELA 2. Análise de PERMANOVA calculada a partir de uma matriz de similaridade de Bray-Curtis para a riqueza de espécies entre os anos e entre as estações nos ecossistemas de manguezal, restinga, floresta, mar, baixio e praia no Parque Estadual Ilha do Cardoso. Diferenças significativas destacadas em negrito.

| | GI | SQ | QM | F | P |
|-----------------|----|---------|---------|------|---------------|
| Anos | 1 | 0.00398 | 0.00398 | 4.82 | 0.0266 |
| Estações do ano | 3 | 0.01804 | 0.00601 | 7.27 | 0.0004 |
| Anos x Estações | 3 | 0.00142 | 0.00047 | 0.57 | 0.7129 |
| Resíduos | 16 | 0.01323 | 0.00082 | - | - |

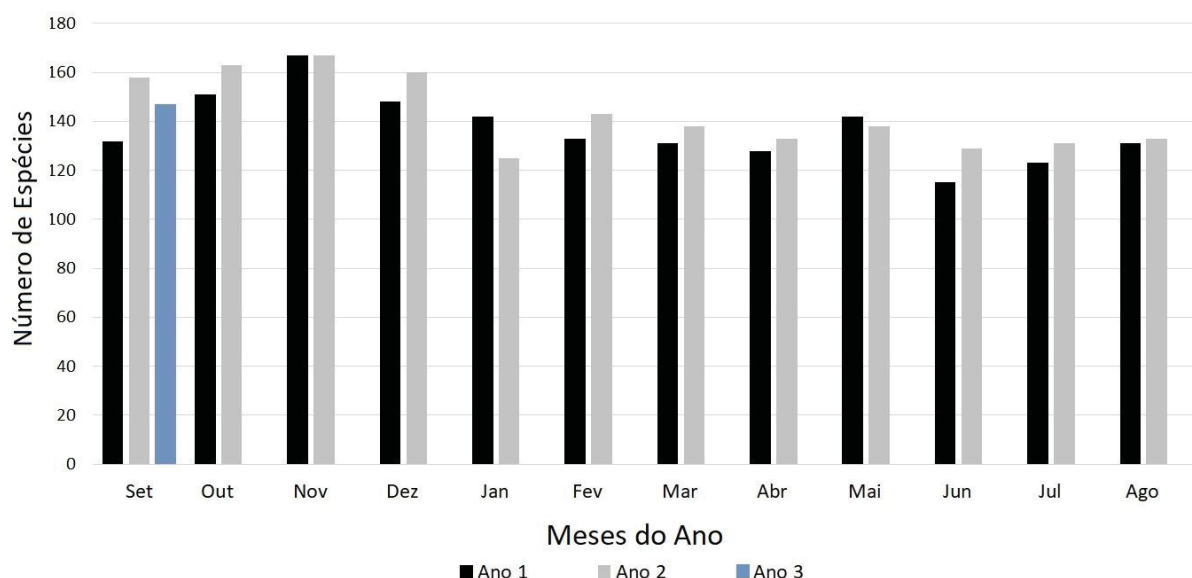


FIGURA 3. Número de espécies registradas ao longo dos meses amostrados no período de setembro de 2015 a setembro de 2017 no Parque Estadual Ilha do Cardoso, litoral Sul do Estado de São Paulo.

Entre os ecossistemas amostrados, a restinga apresentou a maior riqueza (n=227), seguida da floresta (n=145), manguezal (n=118), praia (n=36), baixio (n=25),

mar (n=15) e em voo (n=11). Com exceção das áreas de baixio, todas as demais possuíram espécies registradas apenas no próprio ecossistema: restinga (n=74), floresta (n=37), praia (n=17), manguezal (n=12), em voo (n=11) e mar (n=03) (mais detalhes no ANEXO 1).

Em relação à frequência de ocorrência (FO) (excluindo as 12 espécies identificadas por registros fotográficos), 71 espécies foram registradas em todos os meses amostrados (FO=100%), enquanto que 45 apresentaram registros em apenas um mês (FO=4%) (ANEXO 1). No que se refere ao status de ocorrência, 57% das espécies são residentes, 19% visitantes ocasionais, 13% residentes incomuns, 6% migratórias, 3% visitantes oriundas do hemisfério norte e 2% visitantes oriundas do hemisfério sul (ANEXO 1, 2 e 3).

Baseado nas 332 espécies registradas, foi possível reconhecer 25 guildas com base nos itens alimentares, tamanho corporal e estrato em que comumente forrageiam, sendo as mais representativas na comunidade, as guildas de “Insetívoros de estrato médio” (n=55), “Onívoros de copa” (n=33), “Piscívoros” (n=31) e “Consumidores de invertebrados aquáticos” (n=26) (TABELA 3). Ao analisarmos a distribuição dentro dos ecossistemas de manguezal, restinga e floresta, a guilda predominante também foi a de “Insetívoros de estrato médio”, enquanto que no baixio, praia e mar foi a de “Piscívoros”. Já em voo foi possível observar o predomínio de “Insetívoros diurnos aéreos”. Baseado apenas nos itens alimentares das espécies, insetívoros foram predominantes no manguezal, restinga, floresta e em voo. No baixio, praia e mar predominaram piscívoros (FIGURA 4).

TABELA 3. Número de espécies total e por ecossistema registradas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) dentro de cada guilda trófica. Os valores em negrito correspondem ao ecossistema que abrigou o maior número de espécies dentro de cada guilda. Os valores enquadrados correspondem à guilda predominante em cada ecossistema. Legenda: **C** (Toda a comunidade), **M** (Manguezal), **R** (Restinga), **F** (Floresta), **B** (Baixio), **P** (Praia), **Mr** (Mar) e **V** (Em voo).

| Guildas | C | M | R | F | B | P | Mr | V |
|--|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|
| Insetívoros de estrato médio | 55 | 18 | 47 | 38 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Onívoros de copa | 33 | 15 | 25 | 21 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Piscívoros | 31 | 13 | 4 | 2 | 13 | 16 | 12 | 3 |
| Consumidores de invertebrados aquáticos | 26 | 14 | 5 | 1 | 4 | 8 | 0 | 0 |
| Carnívoros diurnos | 23 | 7 | 11 | 11 | 1 | 5 | 2 | 3 |
| Insetívoros de sub-bosque | 23 | 4 | 19 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Onívoros de estrato médio | 20 | 12 | 20 | 13 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Insetívoros de copa | 16 | 1 | 13 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Nectarívoros | 15 | 4 | 15 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Grandes frugívoros de copa | 11 | 4 | 9 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Insetívoros diurnos aéreos | 11 | 4 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| Insetívoro de solo | 10 | 3 | 7 | 5 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| Consumidores de invertebrados terrestres | 8 | 2 | 6 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| Granívoros de sub-bosque | 7 | 1 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Grandes frugívoros de solo | 6 | 2 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Insetívoros noturnos aéreos | 6 | 1 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Carnívoros noturnos | 6 | 1 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Pequenos e médios frugívoros de copa | 5 | 2 | 5 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Necrófagos | 4 | 3 | 2 | 2 | 2 | 4 | 1 | 0 |
| Granívoros de solo | 4 | 3 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Onívoros aquáticos | 4 | 2 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| Granívoros de estrato médio | 3 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Frugívoros de estrato médio | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Onívoros de sub-bosque | 2 | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Onívoro de solo | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

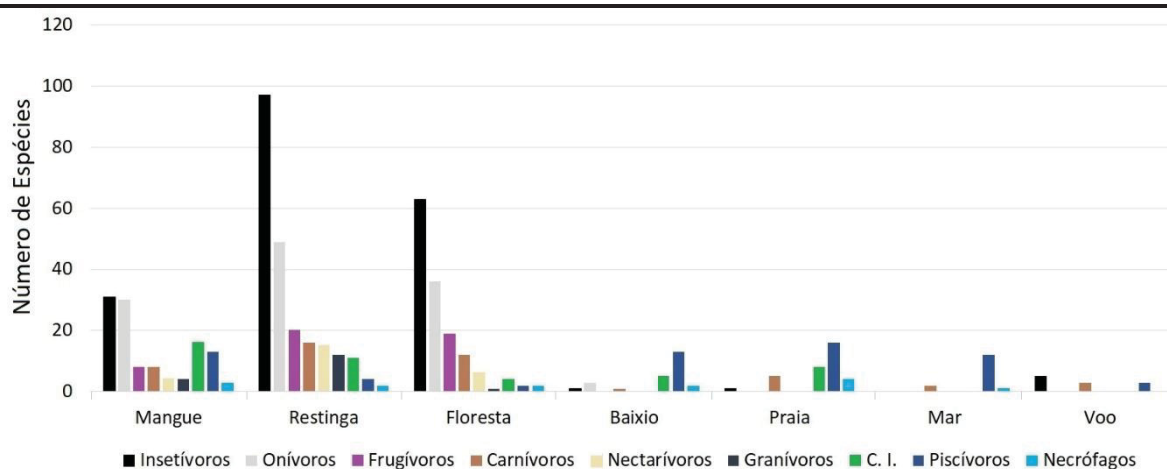


FIGURA 4. Hábitos alimentares das espécies de aves registradas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) dentro de cada ecossistema amostrado. Legenda: (C.I.) Consumidores de invertebrados.

Ao compararmos a comunidade de aves do PEIC com outras áreas de fitofisionomia semelhantes (TABELA 4), a maior similaridade foi obtida com o município de Ubatuba (Ss=62%), seguida da lista de espécies apresentada no Plano de Manejo do PEIC (ano de 2001; Ss=57%). Em relação aos ecossistemas, a composição da comunidade de aves do manguezal do PEIC assemelha-se mais ao município de Paranaguá (PR) (Ss=36%); a restinga aos municípios de Itanhaém (SP) e Mongaguá (SP) (Ss=56%); e a floresta à Reserva Natural Salto Morato (PR) (Ss=41%). Para os ecossistemas de baixio, mar, praia e voo não foi calculado o Índice de Similaridade devido à carência de estudos que contemplem a comunidade dentro dos referidos ecossistemas com uma metodologia semelhante à do presente estudo.

TABELA 4. Índice de Similaridade (Sorensen) entre o Parque Estadual Ilha do Cardoso e outras áreas de Floresta Atlântica no que se refere à riqueza de espécies. Legenda: **N** (Número de espécies); **NEC** (Número de espécies em comum); **IS_s** (Índice de Similaridade de Sorensen); **V** (Registro visual); **A** (Registro auditivo); **RN** (Captura com redes de neblina).

| Estudo | Metodologia | N | NEC | IS_s |
|--|--------------------|----------|------------|-----------------------|
| Todos os Ecossistemas | | | | |
| Ubatuba/SP ¹ (SIMPSON <i>et al.</i> 2012) | V e A | 405 | 282 | 0,62 |
| Plano de Manejo PEIC (SÃO PAULO 2001) | - | 393 | 262 | 0,57 |
| Ilha de Florianópolis/SC ¹ (NAKA & RODRIGUES 2000) | V e A | 268 | 206 | 0,52 |
| Ilha Grande/RJ ¹ (ALVES & VECCHI 2009) | V, A e RN | 222 | 183 | 0,49 |
| Manguezal | | | | |
| Paranaguá/PR ¹ (MESTRE <i>et al.</i> 2007) | V e A | 81 | 53 | 0,36 |
| Santos e Cubatão/SP ¹ (OLMOS & SILVA E SILVA 2001) | V e A | 200 | 76 | 0,31 |
| Paraíba (ARAUJO <i>et al.</i> 2006) | V, A e RN | 101 | 44 | 0,25 |
| Restinga | | | | |
| Itanhaém/Mongaguá/SP (LIMA 2010) | V e A | 262 | 176 | 0,56 |
| Ubatuba/SP (DARIO & VINCENZO 2011) | V e A | 114 | 86 | 0,34 |
| Imbassaí/BA (MOTA & TINOCO 2011) | V, A e RN | 78 | 27 | 0,16 |
| Floresta | | | | |
| R. N. Salto Morato/PR ^{1,2} (STRAUBE & URBEN-FILHO 2005) | V, A e RN | 329 | 139 | 0,41 |
| Serra de Castelhanos (PR) ² (CHUPIL 2007) | V e A | 241 | 108 | 0,39 |
| Caparaquara e Santa Cruz/Litoral sul do Estado do Paraná ¹ (STRAUBE 1990) | V, A e RN | 211 | 96 | 0,36 |

¹Inclui dados museológicos e registros efetuados em outras datas que não a do estudo.

²Inclui registros em áreas do entorno.

4 DISCUSSÃO

O número expressivo de espécies registradas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC; n=332) representa bem a diversidade do bioma e dos remanescentes de Floresta Atlântica da região litorânea sul do Estado de São Paulo, correspondendo a 35,4% da avifauna do bioma na região sudeste do Brasil e 17% de toda a avifauna brasileira. Além disso, a soma de diferentes ecossistemas (manguezais, restingas, florestas, praias, baixios e o ambiente marinho) e em bom estado de conservação, contribuem diretamente para a elevada riqueza. Destaca-se ainda o fato de abrigar 28 espécies endêmicas, 33 sob algum tipo de risco de extinção e espécies indicadoras de que o ambiente ainda se encontra em bom estado de conservação, como *Aburria jacutinga* (jacutinga), *Touit melanonotus* (apuim-de-costas-pretas) e *Carpornis melanocephala* (sabiá-pimenta; IUCN 2017).

Através da utilização de redes-de-neblina, foram capturadas 81 espécies de aves, o que corresponde a 24,3% do total de espécies registradas para o Parque Estadual Ilha do Cardoso. Apesar de apenas uma espécie ter sido registrada unicamente por intermédio das redes-de-neblina (*Baryphthengus ruficapillus* – juruva), é importante frisar que a sua utilização possibilitou capturar aves que em determinadas ocasiões passariam despercebidas, seja influenciadas pelo período do ano que as tornam menos conspícuas ou pelo seus hábitos ecológicos, como alguns representantes das famílias Xenopidae, Onychorhynchidae, Platyrinchidae e Rhynchocyclidae. Diante disso, vale a pena ressaltar que a obtenção de um inventário mais completo só se fez combinando as técnicas de contato visual e auditivo com a captura com redes-de-neblina, diminuindo assim possíveis vieses de amostragem que podem ser gerados, por exemplo, pela variação da acurácia auditiva e visual dos pesquisadores (KARR 1981; PEARMAN 2002; DUNN & RALPH 2004).

A restinga foi o ecossistema que concentrou o maior número de espécies (n=227). Esta riqueza expressiva pode ser explicada pelo fato de que na porção nordeste da ilha (área em que as amostragens se concentraram), a restinga situa-se entre o manguezal e a floresta, recebendo influência de ambos os ecossistemas na composição de sua avifauna. Com isso, é possível que algumas espécies de aves ocorram apenas eventualmente no ecossistema, sejam atraídas por algum recurso ou simplesmente pelo fato de estarem se deslocando entre diferentes setores, como

ocorre, por exemplo, com *Automolus leucophthalmus* (barranqueiro-de-olho-branco) que é visto comumente na área de floresta, mas em duas ocasiões foi detectado compondo um bando misto e se alimentando de insetos no sub-bosque da restinga.

Merece destaque a riqueza elevada de aves registradas no manguezal (n=118), incluindo algumas espécies típicas de áreas florestais, como *Xenops rutilans* (bico-virado-carijó), *Mionectes rufiventris* (abre-asas-de-cabeça-cinza), *Leptopogon amaurocephalus* (cabeçudo), *Turdus flavipes* (sabiá-una), *Turdus leucomelas* (sabiá-barranco) e *Ramphodon naevius* (beija-flor-rajado). Sick (2001) já havia ressaltado a riqueza de espécies de aves que habitam os manguezais, incluindo alguns passeriformes e principalmente espécies que se alimentam de invertebrados aquáticos e peixes. Visto isso, o registro de espécies consideradas como florestais fortalece o fato de que a riqueza de aves nos manguezais pode ainda ser subestimada, o que reforça a importância de novos estudos a serem desenvolvidos nesse ecossistema. Somado a isso, o fato de espécies consideradas típicas de um determinado ecossistema serem também registradas em manguezais, pode refletir em uma maior plasticidade por parte delas na exploração de ambientes, resultando em uma melhor compreensão de suas questões ecológicas.

Em relação a riqueza na floresta (n=145), partindo do pressuposto de que as amostragens se concentraram mais na planície, com uma elevação máxima de 50 m acima do nível do mar, é possível que nas áreas de encosta e topo dos morros, possam existir mais espécies que não foram registradas no presente estudo, uma vez que altitudes maiores foram exploradas esporadicamente. Tal hipótese se baseia no fato de que a composição da avifauna varia em diversidade e abundância ao longo de gradientes altitudinais (BLAKE & LOISELLE 2000; MALLET-RODRIGUES 2010). Portanto, mesmo que um expressivo número de espécies já tenha sido registrado, tal riqueza ainda pode estar subestimada.

As florestas possuíram espécies únicas de destaque, como *Odontophorus capueira* (uru). Registros da espécie ocorreram no Morro do Pereirinha e a partir do final da estrada da captação (separados 2,5 km de distância), tendo ambas as localidades fitofisionomias semelhantes e altitude variando de 20 a 50 m acima do nível do mar. Na restinga que separa as áreas a espécie não ocorre. Com isso, aliado ao fato de *O. capueira* se deslocar principalmente caminhando pelo sub-bosque, podemos supor que a ilha pode abrigar populações isoladas, sendo necessário uma análise genética para estimar o tempo de isolamento e, conseqüentemente,

diagnosticar traços que possam diferir entre as populações, podendo talvez no futuro se caminhar para um processo de especiação. Tal cenário pode ser extrapolado também para espécies de aves que se deslocam pouco e vivam nos cumes de maior altitude da ilha.

A riqueza de espécies nos ecossistemas apresentou diferença significativa entre os anos e entre as estações (primavera, verão, outono e inverno). No que se refere a diferença de riqueza detectada entre os anos, destaca-se que o primeiro ano amostrado (setembro de 2015 a agosto de 2016) concentrou uma quantidade maior de chuvas quando comparado ao segundo ano (Observação pessoal). Sendo assim, mesmo as amostragens tendo sido realizadas em semanas e meses correspondentes, condições climáticas adversas podem ter influenciado no comportamento e, conseqüentemente, na detectabilidade das espécies.

Analizando mensalmente dentro das estações, as maiores riquezas foram obtidas de setembro a dezembro (primavera), sendo justificado pelo fato de que nesse período a maioria das espécies de aves brasileiras iniciam suas atividades reprodutivas (SICK 2001), onde acabam se expondo mais (visualmente ou através de suas vocalizações), o que facilita o seu registro. No PEIC foi possível detectar o aumento da conspicuidade de várias espécies nesse período, principalmente pelo aumento da frequência de suas vocalizações, como *Tinamus solitarius* (macuco), *O. capueira*, *Trogon viridis* (surucuá-de-barriga-amarela), *Pyriglena leucoptera* (papa-taoca-do-sul), *M. rufiventris*, *Chiroxiphia caudata* (tangará), *Turdus* spp. (sabiás) e *Euphonia* spp. (gaturamos).

Outro fator importante que contribui diretamente para o aumento da riqueza no período de setembro a março (primavera e verão) é a chegada de espécies migratórias, vindo em busca de áreas mais quentes e com oferta de alimento, fatores propícios para a reprodução (ALVES 2007). No PEIC destaca-se a chegada de espécies do gênero *Elaenia*, *Tyrannus savana* (tesourinha), *Tyrannus melancholicus* (suiriri), *Stelgidopteryx ruficollis* (andorinha-serrador), *Vireo chivi* (juruviara), *Cnemotriccus fuscatus* (enferrujado), *Lathrotriccus euleri* (guaracavuçu), *Myiodinastes maculatus* (bem-te-vi-rajado) e *Empidonomus varius* (peitica). Além disso, a riqueza é aumentada por espécies em rotas de migração que utilizam as praias e baixios para descanso e alimentação (identificadas aqui como “Visitantes Oriundos do Hemisfério Norte e Sul”), como alguns Procellariiformes e Charadriiformes. No presente estudo, foi observado que *Charadrius semipalmatus* (batuíra-de-bando), considerada uma

espécie migratória (SICK 2001; PIACENTINI *et al.* 2015), apresentou registros sem um padrão evidente de ocorrência entre os anos, fazendo com que a classificássemos como residente. Portanto, podemos supor que a espécie possa variar apenas em abundância ao longo do ano, assim como reportado por BARBIERI *et al.* (2000) no município de Ilha Comprida (situada ao norte da Ilha do Cardoso).

O número elevado de guildas identificadas ($n=25$) pode ser um reflexo da diversidade de ecossistemas que compõem a área estudada, o que propicia nichos diferenciados a serem ocupados. O fato da guilda predominante na comunidade, bem como no manguezal, restinga e floresta englobar insetívoros, justifica-se em um primeiro momento pelo fato de que tal recurso é abundante em ecossistemas tropicais (ERWIN 1982; STORK 1988; BASSET 2012), garantindo assim a coexistência de diferentes espécies. Um segundo fator seria o estado de conservação da ilha, uma vez que aves insetívoras são suscetíveis a degradação ambiental (WILLIS 1979; BIERREGAARD JR & STOUFFER 1997; GOERCK 1997), visto que em ambientes alterados existe uma redução de micro-habitats, o que leva a uma queda na abundância de insetos (SODHI *et al.* 2004). No caso da segunda guilda mais comum ser composta por onívoros, seu elevado número já era esperado, visto que estas aves exploram uma gama mais ampla de itens alimentares e tendem a ocupar amplamente os ecossistemas, já que não dependem da disponibilidade de um recurso específico (WILLIS 1979; ANJOS & BÓÇON 1999).

No manguezal, o número de onívoros ($n=30$) foi muito semelhante ao de insetívoros ($n=31$). Tal resultado chama a atenção se levarmos em conta que várias dessas espécies possuem forte tendência à frugivoria (como saíras, sanhaços, tiês, sabiás e psitacídeos; SICK 2001) e que dez delas apresentaram FO=100%. Portanto, somado ao fato de que oito espécies frugívoras também ocorrem no manguezal, ressalta-se que a riqueza de aves no ecossistema pode ser subestimada se avaliarmos apenas as características ambientais na hora de aferir as espécies que ali ocorrem. Tais espécies podem ocupar regularmente o ecossistema (provavelmente com uma dieta composta em maior parte por insetos) e se deslocarem para áreas de restinga no entorno na busca por frutos que complementem sua dieta. Da mesma forma, espécies que ocorrem na restinga e floresta, eventualmente podem se deslocar até os manguezais na busca por insetos e outros invertebrados que são abundantes no ecossistema.

Espécies frugívoras, nectarívoras e granívoras tiveram sua ocorrência restrita aos ecossistemas de manguezal, restinga e floresta. Entre os nectarívoros, a ocorrência de quatro espécies no manguezal (*Chlorostilbon lucidus* – besourinho-de-bico-vermelho, *Ramphodon naevius* – beija-flor-rajado, *Thalurania glaucopis* – beija-flor-de-frente-violeta e *Coereba flaveola* - cambacica) indica uma plasticidade maior por parte delas na exploração do ambiente, uma vez que as outras 11 espécies de Trochilidae se concentraram apenas na restinga e floresta. No caso de *C. flaveola* (Família Thraupidae), a espécie foi comumente visualizada capturando insetos entre a vegetação, enquanto que as três espécies de Trochilidae foram vistas frequentemente explorando flores de *Vriesea*, comuns nos manguezais do PEIC (BARROS *et al.* 1991). Frugívoros se concentraram mais na restinga e floresta, ecossistemas que reúnem espécies frutíferas que fornecem alimento para as mesmas, sendo que a sua ocorrência no manguezal possa ocorrer apenas eventualmente, assim como citado anteriormente. As espécies granívoras registradas são típicas de ambientes abertos, ocorrendo no PEIC principalmente em áreas de restinga arbustiva e na faixa de transição com o manguezal. No ecossistema florestal, o único granívoro registrado foi *Tiaris fuliginosus* (cigarra-do-coqueiro), espécie de sub-bosque cuja dieta baseia-se principalmente em sementes de taquaras (SICK 2001).

Espécies carnívoras pertencentes às ordens Falconiformes e Accipitriformes foram registradas em todos os ecossistemas amostrados, enquanto que Strigiformes concentraram-se apenas no manguezal, restinga e floresta. Do ponto de vista ecológico, a presença de aves carnívoras contribui diretamente para o equilíbrio do ecossistema, uma vez que influenciam na dinâmica populacional de suas presas (TERBORGH 1992; JAKSIK 2002). Importância ecológica semelhante aplica-se aos necrófagos, representados no PEIC por quatro espécies (*Coragyps atratus* – urubu-de-cabeça-preta, *Cathartes aura* – urubu-de-cabeça-vermelha, *Cathartes burrovianus* – urubu-de-cabeça-amarela e *Larus dominicanus* – gaivotão). A decadência de necrófagos é tida como um grave problema ecológico em várias partes do globo, onde o seu declínio desencadeia um processo de cascata trófica em toda a comunidade (BUECHLEY & ŞEKERCIOĞLU 2016). Sendo assim, diante da abundância de necrófagos presentes no PEIC (exceto *C. burrovianus*, com ocorrência ocasional), é um indicativo de que a ciclagem de nutrientes no ambiente se processa de maneira intensiva, contribuindo assim para que este fique equilibrado.

Os registros de espécies piscívoras e consumidoras de invertebrados se concentraram principalmente nos ecossistemas de praia, baixio e manguezal. Tal resultado é um reflexo da riqueza que caracteriza as águas que circundam a Ilha do Cardoso e garantem uma ampla fonte de alimento para as espécies de aves, principalmente das ordens Pelecaniformes, Gruiformes, Suliformes e Charadriiformes.

No que se refere a composição da comunidade, a área mais similar entre as analisadas foi o município de Ubatuba (62%). Tal resultado pode ser justificado pelo fato de que ambas as localidades apresentam altitudes e fitofisionomias semelhantes e estão geograficamente próximas (350 km), além do fato de que Ubatuba também reúne remanescentes em bom estado de conservação. As mesmas justificativas podem ser estendidas ao resultado de similaridade dos manguezais do PEIC com Paranaguá (36%) e das restingas do PEIC com Itanhaém/Mongaguá (56%). Já a floresta do PEIC apresentou maior similaridade com a Reserva Natural Salto Morato (RNSM) (41%). Diante disso, a semelhança entre as áreas pode ser justificada pelo fato de que a RNSM apresenta altitudes médias de 200-300 m (STRAUBE & URBEN-FILHO 2005) apresentando uma fitofisionomia semelhante ao maciço montanhoso central da Ilha do Cardoso, que pode atingir mais de 800 m de altitude. Sendo assim, espécies presentes em altitudes superiores podem se deslocar para a floresta de planície, restinga e manguezal, contribuindo para tal similaridade. Outro fator a ser levantado é que grande parte das espécies são plásticas na exploração dos ecossistemas ocorrendo em diferentes gradientes altitudinais, podendo haver apenas variações de abundância, como abordado nos trabalhos de Williams *et al.* (2010) e Cueto & Gorosito (2018).

Ao compararmos o presente estudo com a lista de espécies de aves que consta no Plano de Manejo do PEIC, obtivemos uma similaridade de 57% (o Plano de Manejo inclui 64 espécies que não foram registradas no presente estudo). A presença de algumas espécies como *Phoenicopterus ruber* (flamingo), *Harpia harpyja* (harpia), *Touit surdus* (apuim-de-cauda-amarela) e *Setophaga cerulea* (mariquita-azul), levam-nos a crer que a lista possa incluir registros históricos, uma vez que são escassos ou inexistentes registros atuais dessas aves para a região. Já a presença de espécies como *Sarcorhamphus papa* (urubu-rei), *Triclaria malachitacea* (sabiá-cica), *Pteroglossus bailloni* (araçari-banana) e *Tangara cayana* (saíra-amarela), podem ter sido realizados em áreas adjacentes, uma vez que além de não terem sido registradas ao longo do presente estudo, moradores locais (Sérgio Neves e Adelmo Pontes,

comunicação pessoal) também desconhecem sua ocorrência quando apresentadas fotos das mesmas.

5 CONCLUSÃO

A riqueza de espécies mencionadas no presente estudo evidencia a importância da preservação dos remanescentes florestais da região litorânea do Estado de São Paulo visando a manutenção da diversidade da Floresta Atlântica. Sua importância também é justificada por abrigar espécies endêmicas, ameaçadas e o fato de a área ser utilizada para reprodução, descanso e alimentação de espécies migratórias ou em rota de migração. Além disso, vale a pena destacar a riqueza obtida nos manguezais, abrigando um número significativo de espécies e 23 das 25 guildas estabelecidas, sendo um reflexo da ampla e bem preservada área de manguezal que a região abriga.

O fato de o PEIC ser formado por um mosaico de paisagens reflete não só na composição da comunidade como no número de guildas identificadas. Algumas guildas específicas, como insetívoros e frugívoros de médio e grande porte demonstram que o ambiente se encontra em bom estado de conservação, assim como a presença de algumas espécies indicadoras da qualidade ambiental, como *A. jacutinga*, *T. melanonotus* e *C. melanocephala*.

Por fim, o presente estudo, buscou através de um significativo esforço em campo (25 meses) trazer um melhor conhecimento no que diz respeito a avifauna do PEIC, esforço este que deverá servir de base no estabelecimento de ações visando ao manejo do parque bem como das unidades de conservação que se distribuem no seu entorno.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, L. A. DE. Estrutura da comunidade de morcegos (Mammalia: Chiroptera) do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, São Paulo, SP. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação), Universidade de São Paulo, 2008.

ALVES, M. A. S. Sistemas de migrações de aves em ambientes terrestres no Brasil: exemplos, lacunas e propostas para o avanço do conhecimento. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 2, p. 243-250, 2007.

ALVES, M. A. S.; VECCHI, M. B. Birds, Ilha Grande, state of Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. **Check List**, v. 5, n. 2, p. 300-313, 2009.

ANJOS, L.; BÓÇON, R. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. **Wilson Bulletin Ornithology**, v. 111, n. 3, p. 397-414, 1999.

ARAÚJO, H. F. P. DE; RODRIGUES, R. C.; NISHIDA, A. K. Composição da avifauna em complexos estuarinos no estado da Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 14, n. 3, p. 249-259, 2006.

BARBIERI, E.; MENDONÇA, J. T.; XAVIER, S. C. Distribuição da batuíra-de-bando (*Charadrius semipalmatus*) ao longo do ano de 1999 na praia da Ilha Comprida. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 4, n. 1, p. 69-76, 2010.

BARROS, F.; MELO, M. M. R. F.; CHIEA, S. A. C.; KIRIZAWA, M.; WANDERLEY, M. G. L.; JUNG-MENDAÇOLLI, S. Flora fanerogâmica da Ilha do Cardoso – Caracterização geral da vegetação e listagem das espécies ocorrentes. **Instituto de Botânica**. São Paulo, v.1, 1991.

BASSET, Y.; CIZEK, L.; CUÉNOUD, P.; DIDHAM, R. K.; GUILHAUMON, F.; MISSA, O.; NOVOTNY, V.; ØDEGAARD, F.; ROSLIN, T.; SCHMIDL, J.; TISHECHKIN, A. K.; WINCHESTER, N. N.; ROUBIK, D. W.; ABERLENC, H. P.; BAIL, J.; BARRIOS, H.; BRIDLE, J. R.; CASTAÑO-MENESES, G.; CORBARA, B.; CURLETTI, G.; DA ROCHA, W. D.; BAKKER, D.; DELABIE, J. H. C.; DEJEAN, A.; FAGAN, L. L.; FLOREN, A.; KITCHING, R. L.; MEDIANERO, E.; MILLER, S. E.; OLIVEIRA, E. G.; ORIVEL, J.; POLLET, M.; RAPP, M.; RIBEIRO, S. P.; ROISIN, Y.; SCHMIDT, J. B.; SØRENSEN, L.; LEPONCE, M. Arthropod diversity in a tropical forest. **Science**, v. 338, n. 6113, p. 1481-1484, 2012.

BERNARDO, C. S. S. Abundância, densidade e tamanho populacional de aves e mamíferos cinegéticos no Parque Estadual Ilha do Cardoso, SP, Brasil. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de São Paulo, 2004.

BERTOLUCI, J.; BRASSALOTI, R. A.; RIBEIRO JÚNIOR, J. W.; VILELA, V. M. D. F. N.; SAWAKUCHI, H. O. Species composition and similarities among anuran assemblages of forest sites in southeastern Brazil. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 364-374, 2007.

BIERREGAARD JR, R.O.; STOUFFER, P.C. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian Rainforests. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD JR, R. O. (Eds). **Tropical Forest Remnants**. University of Chicago Press, Chicago. p.138-155, 1997.

BLAKE, J. G.; LOISELLE, B. A. Diversity of birds along an elevational gradient in the Cordillera Central, Costa Rica. **The Auk**, v. 117, n. 3, p. 663-686, 2000.

BROOKS, T.; BALMFORD, A. Atlantic forest extinctions. **Nature**, v. 380, n. 6570, p. 115, 1996.

BUECHLEY, E. R.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H. The avian scavenger crisis: looming extinctions, trophic cascades, and loss of critical ecosystem functions. **Biological Conservation**, v. 198, p. 220-228, 2016.

BUGONI, L.; FURNESS, R. W. Age composition and sexual size dimorphism of albatrosses and petrels off Brazil. **Marine Ornithology**, v. 37, p. 253–260, 2009.

CHUPIL, H. Comunidade de aves em um compartimento de Floresta Atlântica na Serra de Castelhanos, PR. Monografia (Bacharelado em Biologia), Pontifícia Universidade Católica do Paraná, 2007.

CUETO, V. R.; GOROSITO, C. A. seasonal changes in bird assemblages of a maitenal forest in north Patagonia. **bioRxiv**, 2018.

DARIO, F. R.; DE VINCENZO, M. C. V. Avian diversity and relative abundance in a restinga forest of Sao Paulo, Brazil. **Tropical ecology**, v. 52, n. 1, p. 25-33, 2011.

DEVELEY, P. F. Efeitos da fragmentação e do estado de conservação da floresta na diversidade de aves de Mata Atlântica. **Efeitos da Fragmentação e do estado de Conservação da Floresta da diversidade de aves de Mata Atlântica**, 2004.

ERWIN, T. L. Tropical forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species. **Coleopterists Bulletin**, v. 36, n. 1, p. 74-75, 1982.

GOERCK, J.M. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. **Conservation Biology**, v. 11, p. 112-118, 1997.

GONZAGA, L. P.; CASTIGLIONI, G. Aves das montanhas do sudeste do Brasil. **Arquivo Sonoro Prof. Elias Coelho (ASEC)**. Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, UFRJ, 2001.

GUIX, J.C.; MAÑOSA, S.; PEDROCCHI, V.; VARGAS, M. J. V.; SOUZA, F. L. Census of three frugivorous birds in an Atlantic rainforest area of southeastern Brazil. **Ardeola**, v. 44, p. 229-233, 1997.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P. D. 2001. **PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis**. **Palaeontologia Electronica**, 2001.

HAWKINS, B. A.; FIELD, R.; CORNELL, H. V.; CURRIE, D. J.; GUÉGAN, J. F.; KAUFMAN, D. M.; KERR, J. T.; MITTELBAACH, G. G.; OBERDORFF, T.; EILEEN, M.; O'BRIEN, E. M.; PORTER, E. E.; TURNER, J. R. G. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. **Ecology**, v. 84, p. 3105–3117, 2003.

INFORME AMBIENTAL. Projeto de Desenvolvimento do Ecoturismo na Região da Mata Atlântica. (BR-L1013). **Governo do Estado de São Paulo**. Secretaria do Meio Ambiente, 2005.

IUCN – RED LIST OF THREATENED SPECIES. Disponível em: <
<http://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em: 11 de maio de 2018.

JAKSIC, F.; IRRIZARTE, J. A.; JUMÉNEZ, J. E. The raptors of Torres del Paine National Park, Chile: biodiversity and conservation. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 75, p. 449-461, 1992.

JOHNS, A. D. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. **Journal of Tropical Ecology**, v. 7, n. 4, p. 417-437, 1991.

KARR, J. R.; FREEMARK, K. E. Habitat selection and environmental gradients: dynamics in the "stable" tropics. **Ecology**, v. 64, n. 6, p. 1481-1494, 1983.

KISLING, W. D.; SEKERCIOGLU, C. H.; JETZ, W. Bird dietary guild richness across latitudes, environments and biogeographic regions. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 3, p. 328-340, 2012.

LIMA, B. A avifauna das florestas de restinga de Itanhaém/Mongaguá, Estado de São Paulo, Brazil. **Atualidades Ornitológicas**, v. 153, p. 50-54, 2010.

MALLET-RODRIGUES, F.; PIMENTEL, P. R.; LEONARDO M. S.; BESSA, R. Altitudinal distribution of birds in a mountainous region in southeastern Brazil. **Zoologia**, v. 27, n. 4, p. 503-522.

MARSDEN, S. J.; WHIFFIN, M.; SADGROVE, L.; GUIMARÃES, P. R. JR. Bird community composition and species abundance on two inshore islands in the Atlantic forest region of Brazil. **Ararajuba**, v. 11, p. 29-36, 2004.

MARTERER, B. T. P. Avifauna do Parque Botânico Morro do Baú. Riqueza, aspectos de frequência e abundância. Santa Catarina: FATMA, 1996.

MARTÍN, P. V.; HIDALGO, J.; DE CASAS, R. R.; MUÑOZ, M. A. Eco-evolutionary model of rapid phenotypic diversification in species-rich communities. **PLoS Computational Biology**, v. 12, n. 10, e1005139, 2016.

MARTINS, F. Marsupiais e roedores em ambientes costeiros terrestres no sul do Estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Universidade Federal do Paraná, 2013.

MESTRE, L. A. M.; KRUL, R.; MORAES, V. S. Mangrove bird community of Paranaguá Bay-Paraná, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 1, p. 75-83, 2007.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. Lista Nacional Oficial das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Portaria n. 444, de 17 de dezembro de 2014. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF. Seção 1, 245, p. 121-126, 2014.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. Disponível em:< <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/instrumentos-de-gestao/s%C3%ADtios-ramsar>>. Acessado em 14 de maio de 2018.

MORANTE-FILHO, J. C.; FARIA, D.; MARIANO-NETO, E.; RHODES, J. Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. **PLoS One**, v. 10, n. 6, e0128923, 2015.

MOTA, J. V. L.; CARVALHO, A. A. F.; TINOCO, M. S. Distribuição e uso de habitat da avifauna na restinga da Reserva Imbassaí, Litoral Norte da Bahia. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 19, n. 3, p. 364-375, 2011.

NAKA, L. N.; RODRIGUES, M. **As aves da ilha de Santa Catarina**. Santa Catarina: Editora da UFSC, 2000.

NAKANO-OLIVEIRA, E. Ecologia e conservação de mamíferos carnívoros de Mata Atlântica na região do complexo estuarino lagunar de Cananeia, Estado de São Paulo. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade Estadual de Campinas, 2006.

OLMOS, F.; SILVA, R. S. The avifauna of a southeastern Brazilian mangrove. **International Journal of Ornithology**, v. 4, n.3/4, p. 137-207, 2001.

PARRINI, R.; PACHECO, J. F. Aspectos do comportamento de forrageamento de *Xenops rutilans* (Passeriformes: Furnariidae) na Mata Atlântica do sudeste do Brasil **Atualidades Ornitológicas On-Line**, v. 164, p. 33-36, 2011.

PEREIRA, G. A.; DANTAS, S. D. M.; SILVEIRA, L. F.; RODA, S. A.; ALBANO, C.; SONNTAG, F. A.; LEAL, S.; PERIQUITO, M. C.; MALACCO, G. B.; LEES, A. C. Status of the globally threatened forest birds of northeast Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 54, n. 14, p. 177-194, 2014.

PIACENTINI, V. Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; MAURÍCIO, G. N.; PACHECO, J. F.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L. F.; BETINI, G. S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A. C.; LIMA, L. M.; PIOLI, D.; SCHUNCK, F.; AMARAL, F. R.; BENCKE, G. A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L. F. A.; STRAUBE, F. C.; CESARI, E. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornithologia-Brazilian Journal of Ornithology**, v. 23, n. 2, p. 90-298, 2015.

PINHEIRO, S. C. P. Anurofuna de serapilheira de diferentes formações vegetais ao longo de um gradiente altitudinal no Parque Estadual da Ilha do Cardoso, município de Cananéia, SP. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

PRIMACK, R; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Planta, 2001.

REIF, J.; VERMOUZEK, Z.; VOŘÍŠEK, P.; ŠŤASTNÝ, K.; BEJČEK, V.; FLOUSEK, J. Population changes in Czech passerines are predicted by their life-history and ecological traits. **Ibis**, v. 152, n. 3, p. 610-621, 2010.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 5ª. Ed. Rio de Janeiro: Guanabara, 2003.

RIDGELY, R. S.; GWYNNE, J. A.; TUDOR, G.; ARGEL. M. **Aves do Brasil – Mata Atlântica do Sudeste**, São Paulo: Editora Horizonte, 2015.

ROCHA, C.; BERGALLO, H. G.; CONDE, V.; FABIANE, C.; BITTENCOURT, E. B.; SANTOS, H. D. C. Frederico Duarte et al. Richness, abundance, and mass in snake assemblages from two Atlantic Rainforest sites (Ilha do Cardoso, São Paulo) with differences in environmental productivity. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, 2008.

SÁNCHEZ-ALONDO, C.; OLIVEIRAS, I.; MARTIN, M. Density estimates of guans (Aves: Cracidae): *Pipile jacutinga* and *Penelope obscura*. In. MATEOS, E.; GUIX, J.C.; SERRA, A.; Pisciota, K, **Censuses of vertebrates in a Brazilian Atlantic Forest area: the Paranapiacaba fragmente**, Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain, 2002.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Instituto Florestal. **Plano de gestão ambiental – fase 1 do Parque Estadual da Ilha do Cardoso**. São Paulo, 1998.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Instituto Florestal. **Plano de gestão ambiental – fase 2 do Parque Estadual da Ilha do Cardoso**. São Paulo, 2002.

SERRA, A.; PISCOTA, K. (Ed.) **Census of vertebrates in a Brazilian Atlantic forest área: the Paranapiacaba fragmente**. Barcelona: Universitat de Barcelona, 2002.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. 2ª Ed, Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2001.

SILVEIRA, F. Uso de estrato vertical por pequenos mamíferos no Parque Estadual da Ilha do Cardoso. Tese (Doutorado em Zoologia) Universidade Federal do Paraná, 2017.

SILVEIRA, L. F.; BENEDICTO, G. A.; SCHUNCK, F.; SUGIEDA, A. M. Aves. In. BRESSAN, P. M.; KIERULFF, M. C. M.; SUGIEDA, A. M, (Eds). **Fauna ameaçada de**

extinção no Estado de São Paulo: vertebrados, Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2009.

SIMPSON, R.; CAVARZERE, V.; SIMPSON, E. List of documented bird species from the municipality of Ubatuba, state of São Paulo, Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)**, v. 52, n. 21, p. 233-254, 2012.

SOARES, E. S.; DOS ANJOS, L. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. **Ornitologia Neotropical**, v. 10, n. 1, p. 61-68, 1999.

SODHI, N. S.; LIOW, L. H.; BAZZAZ, F. A. Avian extinction from tropical and subtropical forests. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic**, v. 35, p. 323-345, 2004.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da mata atlântica no período 2013-2014**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2015.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da mata atlântica no período 2015-2016**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2017.

STORK, N. E. Insect diversity: facts, fiction and speculation. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 35, n. 4, p. 321-337, 1988.

STRAUBE, F. C. Conservação de aves no litoral-sul do Estado do Paraná (Brasil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 33, n. 1, p. 159-173, 1990.

STRAUBE, F. C.; URBEN-FILHO, A. Avifauna da Reserva Natural Salto Morato (Guaraqueçaba, Paraná). **Atualidades Ornitológicas**, v. 124, p. 12, 2005.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forest. **Biotropica**, v. 24, p. 283-292, 1992.

UNESCO – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA EDUCAÇÃO, A CIÊNCIA E A CULTURA. Disponível em: <www.unesco.org.br>. Acessado em 14 de maio de 2018.

VALLEJOS, M. A. V.; BELMONTE-LOPES, R.; KLEMMANN-JUNIOR, L.; BORNSCHEIN, M. R.; DECONTO, L. R.; CARRANO, E.; GUSSONI, C. O. A. Ocorrência e conservação de *Touit melanonotus* (Aves, Psittacidae) no sul do Brasil. **Iheringia - Série Zoologia**, v. 103, n. 1, p. 37-41, 2013.

VELLIARD, J. E. M. **Cantos de aves do Brasil, Cd 1**. UNICAMP. Campinas, 1995a.

VELLIARD, J. E. M. **Guia sonoro das aves do Brasil, Cd 1**. UNICAMP, Campinas, 1995b.

VILELA, V. M. F. N.; BRASSALOTI, R. A.; BERTOLUCI, J. Anurofauna da floresta de restinga do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, Sudeste do Brasil: composição de espécies e uso de sítios reprodutivos. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, 2011.

WILLIAMS, S. E.; SHOO, L. P.; HENRIOD, R.; PEARSON, R. G. Elevational gradients in species abundance, assemblage structure and energy use of rainforest birds in the Australian Wet Tropics bioregion. **Austral Ecology**, v. 35, n. 6, p. 650-664, 2010.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brasil. **Papéis Avulsos, Zoologia**, v. 33, p. 1-25, 1979.

WILLIS, E. O.; Oniki, Y. A new Phylloscartes (Tyrannidae) from southeastern Brazil. **Bulletin of British Ornithological Club**, v. 112, n. 3, p. 158-165, 1992.

ZINA, J.; PRADO, C. P. D. A.; BRASILEIRO, C. A.; HADDAD, C. F. B. Anurans of the sandy coastal plains of the Lagamar Paulista, State of São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1, p. 251-260, 2012.

| Ordenamento Taxonômico | Ecossistema de Ocorrência | | | | | | | | | | Status | FO | Guilda |
|---|---------------------------|---|---|---|---|----|---|--|--|----|--------|----|--------|
| | M | R | F | P | B | Mr | V | | | | | | |
| Ordem Podicipediformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Podicipedidae (2) | | | | | | | | | | | | | |
| Tachybaptus dominicus Linnaeus, 1766) | - | - | - | - | - | X | - | | | VO | 4% | | P |
| Podiceps major (Boddaert, 1783) | - | - | - | - | - | X | - | | | VO | 4% | | P |
| Ordem Sphenisciformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Spheniscidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| Spheniscus magellanicus (Forster, 1781) ² | - | - | - | X | - | - | - | | | VS | - | | P |
| Ordem Procellariiformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Diomedidae (2) | | | | | | | | | | | | | |
| Thalassarche chlororhynchos (Gmelin, 1789) ² | - | - | - | X | - | - | - | | | VS | - | | P |
| Thalassarche melanophris (Temminck, 1828) ² | - | - | - | X | - | - | - | | | VS | - | | P |
| Família Procellariidae (5) | | | | | | | | | | | | | |
| Macronectes giganteus (Gmelin, 1789) ² | - | - | - | X | - | - | - | | | VS | - | | CD |
| Macronectes halli Mathews, 1912 ² | - | - | - | X | - | - | - | | | VS | - | | CD |
| Procellaria aequinoctialis Linnaeus, 1758 ² | - | - | - | X | - | - | - | | | VS | - | | P |
| Calonectris borealis (Cory, 1881) ² | - | - | - | X | - | - | - | | | VN | - | | P |
| Puffinus (Brünnich, 1764) | - | - | - | X | - | X | - | | | VN | 4% | | P |
| Ordem Suliformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Fregatidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| Fregata magnificens Mathews, 1914 | - | - | - | - | - | - | X | | | Re | 100% | | P |
| Família Sulidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| Sula leucogaster (Boddaert, 1783) | - | - | - | X | - | X | - | | | Re | 100% | | P |
| Família Phalacrocoracidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| Nannopterum brasilianus (Gmelin, 1789) | X | - | - | X | X | X | - | | | Re | 100% | | P |
| Família Anhingidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| Anhinga anhinga (Linnaeus, 1766) | X | - | - | X | - | X | - | | | VO | 8% | | P |

| Ordenamento Taxonômico | Ecossistema de Ocorrência | | | | | | | | | | Status | FO | Guilda |
|---|---------------------------|---|---|---|---|----|---|--------------------------|----|------|--------|----|--------|
| | M | R | F | P | B | Mr | V | | | | | | |
| Ordem Pelecaniformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Ardeidae (11) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Tigrisoma lineatum</i> (Boddaert, 1783) | X | X | X | - | - | - | - | socó-boi | Re | 28% | P | | |
| <i>Cochlearius cochlearius</i> (Linnaeus, 1766) | X | - | - | - | - | - | - | arapapá | RI | 12% | CIA | | |
| <i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758) | X | - | - | - | X | - | - | socó-dorminhoco | Re | 100% | P | | |
| <i>Nyctanassa violacea</i> (Linnaeus, 1758) | X | - | - | - | X | - | - | savacu-de-coroa | Re | 100% | P | | |
| <i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758) | X | - | - | - | - | - | - | socozinho | Re | 24% | P | | |
| <i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758) | X | X | X | - | - | - | - | garça-vaqueira | VO | 8% | CIT | | |
| <i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766 | X | - | - | - | X | - | - | garça-moura | Re | 100% | P | | |
| <i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758 | X | X | X | - | X | - | - | garça-branca | Re | 100% | P | | |
| <i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824) | - | X | - | - | - | - | - | maria-faceira | VO | 4% | CIT | | |
| <i>Egretta thula</i> (Molina, 1782) | X | - | - | X | X | - | - | garça-branca-pequena | Re | 100% | P | | |
| <i>Egretta caerulea</i> (Linnaeus, 1758) | X | - | - | X | X | - | - | garça-azul | Re | 100% | P | | |
| Família Threskiornithidae (4) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Eudocimus ruber</i> Linnaeus, 1758 | X | - | - | - | X | - | - | guará | Re | 100% | CIA | | |
| <i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823) | X | - | - | - | - | - | - | tapicuru | VO | 8% | CIA | | |
| <i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783) | - | X | - | - | - | - | - | curicaca | VO | 12% | CIT | | |
| <i>Platalea ajaja</i> Linnaeus, 1758 | X | - | - | - | X | - | - | colhereiro | Re | 32% | CIA | | |
| Ordem Cathartiformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Cathartidae (3) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758) | X | X | X | X | - | - | - | urubu-de-cabeça-vermelha | Re | 100% | Nf | | |
| <i>Cathartes burrovianus</i> Cassin, 1845 | - | - | - | X | - | - | - | urubu-de-cabeça-amarela | VO | 4% | Nf | | |
| <i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793) | X | X | X | X | - | - | - | urubu-de-cabeça-preta | Re | 100% | Nf | | |
| Ordem Accipitriformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Pandionidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pandion haliaetus</i> (Linnaeus, 1758) | - | - | - | - | - | - | - | águia-pescadora | VN | 4% | P | | |

| Ordenamento Taxonômico | Ecossistema de | | | | | | | | | | Status | FO | Guilda |
|--|----------------|---|---|---|---|----|---|--|---------------------------|----|--------|----|--------|
| | Ocorrência | | | | | | | | | | | | |
| | M | R | F | P | B | Mr | V | | | | | | |
| Família Accipitridae (16) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Chondrohierax uncinatus</i> (Temminck, 1822) | - | - | X | - | - | - | - | | caracoleiro | VO | 4% | | CIT |
| <i>Elanoides forficatus</i> (Linnaeus, 1758) | - | X | X | - | - | - | - | | gavião-tesoura | Mi | 20% | | CD |
| <i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818) | - | - | - | - | - | - | X | | gavião-peneira | VO | 4% | | CD |
| <i>Harpagus diodon</i> (Temminck, 1823) | - | - | X | - | - | - | - | | gavião-bombachinha | VO | 4% | | CD |
| <i>Accipiter poliogaster</i> (Temminck, 1824) | - | - | X | - | - | - | - | | tauató-pintado | VO | 4% | | CD |
| <i>Accipiter striatus</i> Vieillot, 1808 | - | X | - | - | - | - | - | | tauató-miúdo | VO | 4% | | CD |
| <i>Accipiter bicolor</i> (Vieillot, 1817) | X | X | X | - | - | - | - | | gavião-bombachinha-grande | RI | 12% | | CD |
| <i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788) | - | - | - | - | - | - | X | | sovi | VO | 4% | | IDA |
| <i>Buteogallus aequinoctialis</i> (Gmelin, 1788) | X | - | - | - | - | - | - | | gavião-caranguejeiro | VO | 4% | | CIA |
| <i>Amadonastur lacemulatus</i> (Temminck, 1827) | - | X | X | - | - | - | - | | gavião-pombo-pequeno | RI | 12% | | CD |
| <i>Urubitinga urubitinga</i> (Gmelin, 1788) | X | X | X | - | - | - | - | | gavião-preto | Re | 20% | | CD |
| <i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788) | X | X | X | - | - | - | - | | gavião-carijó | Re | 100% | | CD |
| <i>Geranoaetus albicaudatus</i> (Vieillot, 1816) | - | - | - | - | - | - | - | | gavião-de-rabo-branco | VO | 8% | | CD |
| <i>Pseudastur polionotus</i> (Kaup, 1847) | - | - | X | - | - | - | - | | gavião-pombo | VO | 8% | | CD |
| <i>Buteo brachyurus</i> Vieillot, 1916 | - | - | - | - | - | - | X | | gavião-de-cauda-curta | RI | 12% | | CD |
| <i>Spizaetus tyrannus</i> (Wied, 1820) | - | - | - | - | - | - | X | | gavião-pega-macaco | Re | 28% | | CD |
| Ordem Gruiformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Aramidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766) | - | - | X | - | - | - | - | | carão | VO | 4% | | CIA |
| Família Rallidae (11) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rallus longirostris</i> Boddaert, 1783 | X | - | - | - | - | - | - | | saracura-matraca | RI | 16% | | CIA |
| <i>Aramides mangle</i> (Spix, 1825) | X | - | - | - | - | - | - | | saracura-do-mangue | RI | 16% | | CIA |
| <i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776) | X | X | - | - | X | - | - | | saracura-três-potes | Re | 100% | | CIA |
| <i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825) | - | X | - | - | - | - | - | | saracura-do-mato | VO | 8% | | CIA |
| <i>Amaurolimnas concolor</i> (Gosse, 1847) | X | X | X | - | - | - | - | | saracura-lisa | Re | 44% | | CIT |
| <i>Laterallus melanophaius</i> (Vieillot, 1819) | X | - | - | - | - | - | - | | sanã-parda | Re | 32% | | CIA |
| <i>Laterallus exilis</i> (Temminck, 1831) | X | X | - | - | - | - | - | | sanã-do-capim | VO | 8% | | CIA |

| Ordenamento Taxonômico | Ecossistema de | | | | | | | | | | Status | FO | Guilda |
|---|----------------|---|---|---|---|----|---|-------------------------------|----|------|--------|----|--------|
| | Ocorrência | | | | | | | V | | | | | |
| | M | R | F | P | B | Mr | V | | | | | | |
| <i>Laterallus leucopyrrhus</i> (Vieillot, 1819) | X | X | - | - | - | - | - | sanã-vermelha | VO | 8% | CIA | | |
| <i>Mustelirallus albicollis</i> (Vieillot, 1819) | X | X | - | - | - | - | - | sanã-carijó | RI | 16% | CIA | | |
| <i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819) | X | - | - | - | - | - | - | saracura-sanã | VO | 8% | CIA | | |
| <i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818) | X | - | - | - | - | - | - | galinha-d' água | RI | 12% | OA | | |
| Ordem Charadriiformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Charadriidae (5) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782) | - | X | - | X | X | - | - | quero-quero | Re | 100% | CIT | | |
| <i>Pluvialis dominica</i> (Statius Muller, 1776) | - | X | - | X | - | - | - | batuiriçu | VN | 4% | CIA | | |
| <i>Pluvialis squatarola</i> (Linnaeus, 1758) | - | - | - | X | - | - | - | batuiriçu-de-axila-preta | VN | 4% | CIA | | |
| <i>Charadrius semipalmatus</i> Bonaparte, 1825 | - | - | - | X | X | - | - | batuira-de-bando | Re | 20% | CIA | | |
| <i>Charadrius collaris</i> Vieillot, 1818 | - | - | - | X | X | - | - | batuira-de-coleira | VO | 4% | CIA | | |
| Família Recurvirostridae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Himantopus mexicanus</i> (Statius Muller, 1776) ¹ | - | - | - | X | - | - | - | pernilongo -de-costas-brancas | VO | - | CIA | | |
| Família Haematopodidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Haematopus palliatus</i> Temminck, 1820 | - | - | - | X | - | - | - | piru-piru | Re | 40% | CIA | | |
| Família Scolopacidae (6) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Gallinago paraguaiae</i> (Vieillot, 1816) | - | X | - | - | - | - | - | narceja | VO | 8% | CIT | | |
| <i>Actitis macularius</i> (Linnaeus, 1766) | X | - | - | - | - | - | - | maçarico-pintado | Mi | 72% | CIA | | |
| <i>Calidris canutus</i> (Linnaeus, 1758) | - | - | - | X | - | - | - | maçarico-de-papo-vermelho | VN | 4% | CIA | | |
| <i>Calidris alba</i> (Pallas, 1764) | - | - | - | X | - | - | - | maçarico-branco | VN | 4% | CIA | | |
| <i>Calidris pusilla</i> (Linnaeus, 1766) | - | - | - | X | - | - | - | maçarico-rasteirinho | VN | 8% | CIA | | |
| <i>Calidris fuscicollis</i> (Vieillot, 1819) | - | - | - | X | - | - | - | maçarico-de-sobre-branco | VN | 4% | CIA | | |
| Família Stercorariidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Stercorarius chilensis</i> Bonaparte, 1857 | - | - | - | - | - | - | X | mandrião-chileno | VS | 4% | CD | | |
| Família Laridae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Larus dominicanus</i> Lichtenstein, 1823 | - | - | - | X | X | X | - | gaivotão | Re | 100% | Nf | | |
| Família Sternidae (5) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sterna hirundo</i> Linnaeus, 1758 | - | - | - | X | - | - | - | trinta-réis-boreal | VN | 8% | P | | |

| Ordenamento Taxonômico | Ecossistema de | | | | | | | | | | Status | FO | Guilda |
|--|----------------|---|---|---|---|----|---|----|-----|--|--------|-----|--------|
| | Ocorrência | | | | | | | | | | | | |
| | M | R | F | P | B | Mr | V | | | | | | |
| <i>Sterna hirundinacea</i> Lesson, 1831 | - | - | - | X | - | - | - | Re | 32% | | | P | |
| <i>Sterna trudeaui</i> Audubon, 1838 | - | - | - | - | - | - | X | VO | 8% | | | P | |
| <i>Thalasseus acutiflavus</i> (Cabot, 1847) | - | - | - | X | X | X | - | Re | 40% | | | P | |
| <i>Thalasseus maximus</i> (Boddaert, 1783) | - | - | - | X | X | X | - | Re | 40% | | | P | |
| Família Rynchopidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rynchops niger</i> Linnaeus, 1758 | - | - | - | X | X | X | - | Re | 40% | | | P | |
| Ordem Columbiformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Columbidae (8) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1810) | X | X | - | - | - | - | - | Re | 64% | | | GS | |
| <i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813) | - | X | - | - | - | - | - | RI | 12% | | | GFC | |
| <i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonaterre, 1792) | X | X | X | - | - | - | - | Mi | 64% | | | GFC | |
| <i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818) | X | X | X | - | - | - | - | Re | 60% | | | GFC | |
| <i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847) | - | X | - | - | - | - | - | VO | 8% | | | GS | |
| <i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1856 | X | X | - | - | - | - | - | Re | 40% | | | GFS | |
| <i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792) | X | X | - | - | - | - | - | Re | 28% | | | GFS | |
| <i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758) | - | X | X | - | - | - | - | Re | 48% | | | GFS | |
| Ordem Cuculiformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Cuculidae (6) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766) | X | X | X | - | - | - | - | Re | 76% | | | IEM | |
| <i>Coccyzus melacoryphus</i> Vieillot 1817 | - | - | X | - | - | - | - | VO | 8% | | | IEM | |
| <i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758 | - | X | - | - | - | - | - | Re | 56% | | | IEM | |
| <i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788) | - | X | - | - | - | - | - | Re | 24% | | | IEM | |
| <i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766) | - | X | - | - | - | - | - | RI | 12% | | | IEM | |
| <i>Dromococcyx pavoninus</i> Pelzel, 1870 | - | - | X | - | - | - | - | VO | 4% | | | IEM | |

Ordem Strigiformes
Família Tytonidae (1)

| Ordenamento Taxonômico | Ecossistema de Ocorrência | | | | | | | | | | Status | FO | Guilda |
|---|---------------------------|---|---|---|---|----|---|------------------------------|--|----|--------|-----|--------|
| | M | R | F | P | B | Mr | V | | | | | | |
| <i>Tyto furcata</i> (Temminck, 1827) | - | X | - | - | - | - | - | suindara | | VO | 4% | CN | |
| Família Strigidae (5) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817) | - | X | - | - | - | - | - | corujinha-do-mato | | RI | 16% | CN | |
| <i>Megascops atricapilla</i> (Temminck, 1822) | - | X | X | - | - | - | - | corujinha-sapo | | Re | 20% | CN | |
| <i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782) | - | X | - | - | - | - | - | coruja-buraqueira | | Re | 24% | CN | |
| <i>Asio clamator</i> (Vieillot, 1808) | X | - | - | - | - | - | - | coruja-orelhuda | | RI | 12% | CN | |
| <i>Asio stygius</i> (Wagler, 1832) | - | X | - | - | - | - | - | mocho-diabo | | VO | 4% | CN | |
| Ordem Nyctibiiformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Nyctibiidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789) | - | X | - | - | - | - | - | urutau | | Re | 28% | INA | |
| Ordem Caprimulgiformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Caprimulgidae (5) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lurocalis semitorquatus</i> (Gmelin, 1789) | X | X | - | - | - | - | - | tuju | | Mi | 44% | INA | |
| <i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789) | - | X | - | - | - | - | - | bacurau | | Re | 68% | INA | |
| <i>Hydropsalis parvula</i> (Gould, 1837) | - | X | - | - | - | - | - | bacurau-chintã | | VO | 4% | INA | |
| <i>Hydropsalis torquata</i> (Gmelin, 1789) | - | X | - | - | - | - | - | bacurau-tesoura | | Re | 40% | INA | |
| <i>Podager nacunda</i> (Vieillot, 1817) | - | X | - | - | - | - | - | corucão | | Re | 36% | INA | |
| Ordem Apodiformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Apodidae (4) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Streptoprocne zonaris</i> (Shaw, 1796) | - | - | - | - | - | - | - | taperuçu-de-coleira-falha | | Re | 28% | IDA | |
| <i>Chaetura cineiventris</i> Sclater, 1862 | - | - | - | - | - | - | - | andorinhão-de-sobre-cinzento | | Re | 24% | IDA | |
| <i>Chaetura meridionalis</i> Hellmayr, 1907 | - | - | - | - | - | - | - | andorinhão-de-temporal | | VO | 8% | IDA | |
| <i>Panyptila cayennensis</i> (Gmelin, 1789) | - | - | - | - | - | - | - | andorinhão-estofador | | VO | 4% | IDA | |
| Família Trochilidae (14) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ramphodon naevius</i> (Gmelin, 1789) | X | X | X | - | - | - | - | beija-flor-rajado | | Re | 100% | N | |
| <i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788) | - | X | - | - | - | - | - | beija-flor-tesoura | | Re | 28% | N | |

| Ordenamento Taxonômico | Ecossistema de | | | | | | | | | | Status | FO | Guilda |
|--|----------------|---|---|---|---|----|---|--|----------------------------|--|--------|------|--------|
| | Ocorrência | | | | | | | | | | | | |
| | M | R | F | P | B | Mr | V | | | | | | |
| Malacoptila striata (Spix, 1824) | - | - | X | - | - | - | - | | barbudo-rajado | | VO | 4% | IEM |
| Nonnula rubecula (Spix, 1824) | - | - | X | - | - | - | - | | macuru | | RI | 12% | IEM |
| Ordem Piciformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Ramphastidae (4) | | | | | | | | | | | | | |
| Ramphastos toco Statius Muller, 1776 | X | X | - | - | - | - | - | | tucanuçu | | VO | 4% | OC |
| Ramphastos vitellinus Lichtenstein, 1823 | - | - | X | - | - | - | - | | tucano-de-bico-preto | | Re | 100% | OC |
| Ramphastos dicolorus Linnaeus, 1766 ¹ | - | - | X | - | - | - | - | | tucano-de-bico-verde | | VO | - | OC |
| Selenidera maculirostris (Lichtenstein, 1823) | - | X | X | - | - | - | - | | araçari-poca | | Re | 60% | OEM |
| Família Picidae (10) | | | | | | | | | | | | | |
| Picumnus temminckii Lafresnaye, 1845 | X | X | X | - | - | - | - | | picapauzinho-de-coleira | | Re | 100% | IEM |
| Melanerpes candidus (Otto, 1796) | X | X | - | - | - | - | - | | pica-pau-branco | | VO | 8% | IEM |
| Melanerpes flavifrons (Vieillot, 1818) | - | - | X | - | - | - | - | | benedito-de-testa-amarela | | Re | 36% | IEM |
| Veniliornis spilogaster (Wagler, 1827) | X | X | X | - | - | - | - | | picapauzinho-verde-carijó | | Re | 80% | IEM |
| Piculus flavigula (Boddaert, 1783) | X | X | X | - | - | - | - | | pica-pau-bufador | | Re | 84% | IEM |
| Colaptes melanochloros (Gmelin, 1788) | - | X | - | - | - | - | - | | pica-pau-verde-barrado | | Re | 28% | IEM |
| Colaptes campestris (Vieillot, 1818) | - | X | - | - | - | - | - | | pica-pau-do-campo | | Re | 28% | IS |
| Celeus flavescens (Gmelin, 1788) | X | X | X | - | - | - | - | | pica-pau-de-cabeça-amarela | | Re | 100% | IEM |
| Dryocopus lineatus (Linnaeus, 1766) | - | X | X | - | - | - | - | | pica-pau-de-banda-branca | | Re | 36% | IEM |
| Campephilus robustus (Lichtenstein, 1818) | X | X | X | - | - | - | - | | pica-pau-rei | | Re | 64% | IEM |
| Ordem Falconiformes | | | | | | | | | | | | | |
| Família Falconidae (7) | | | | | | | | | | | | | |
| Caracara plancus (Miller, 1777) | X | X | - | X | - | - | - | | carcará | | Re | 92% | CD |
| Milvago chimachima (Vieillot, 1816) | X | X | X | X | X | X | - | | carrapateiro | | Re | 100% | CD |
| Milvago chimango (Vieillot, 1816) | X | - | - | - | X | - | - | | chimango | | VO | 8% | CD |
| Herpetotheres cachinnans (Linnaeus, 1758) | X | X | X | - | - | - | - | | acaçuã | | RI | 16% | CD |
| Micrastur ruficollis (Vieillot, 1817) | - | - | X | - | - | - | - | | falcão-caburé | | RI | 16% | CD |
| Micrastur semitorquatus (Vieillot, 1817) | - | X | X | - | - | - | - | | falcão-relógio | | Re | 60% | CD |

| Ordenamento Taxonômico | Ecossistema de | | | | | | | | | | Status | FO | Guilda |
|---|----------------|---|---|---|---|----|---|---------------------------------|----|------|--------|----|--------|
| | Ocorrência | | | | | | | | | | | | |
| | M | R | F | P | B | Mr | V | | | | | | |
| <i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766) | - | X | - | - | - | - | - | rendeira | Re | 100% | FEM | | |
| <i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793) | - | X | X | - | - | - | - | tangará | Re | 100% | FEM | | |
| Família Oxyruncidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Oxyruncus cristatus</i> Swainson, 1821 | - | X | - | - | - | - | - | araponga-do-horto | RI | 12% | OC | | |
| Família Onychorhynchidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Myiobius barbatus</i> (Gmelin, 1789) | - | X | X | - | - | - | - | assanhadinho | Re | 88% | IEM | | |
| Família Tityridae (6) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838) | - | X | X | - | - | - | - | flautim | Re | 100% | OEM | | |
| <i>Tityra inquisitor</i> (Lichtenstein, 1823) | - | - | X | - | - | - | - | anambé-branco-de-bochecha-parda | VO | 4% | OC | | |
| <i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766) | - | - | X | - | - | - | - | anambé-branco-de-rabo-preto | VO | 4% | OC | | |
| <i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818) | - | X | - | - | - | - | - | caneleiro-preto | Re | 24% | IEM | | |
| <i>Pachyramphus marginatus</i> (Lichtenstein, 1823) | - | X | - | - | - | - | - | caneleiro-bordado | RI | 12% | IEM | | |
| <i>Pachyramphus validus</i> (Lichtenstein, 1823) | X | X | - | - | - | - | - | caneleiro-de-chapéu-preto | Re | 36% | IEM | | |
| Família Cotingidae (3) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Carpornis melanocephala</i> (Wied, 1820) | - | - | X | - | - | - | - | sabiá-pimenta | Re | 68% | GFC | | |
| <i>Pyroderus scutatus</i> (Shaw, 1792) | - | X | X | - | - | - | - | pavó | Re | 24% | GFC | | |
| <i>Procnias nudicollis</i> (Vieillot, 1817) | X | X | X | - | - | - | - | araçonga | Re | 72% | GFC | | |
| Família Platyrinchidae (2) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818 | - | X | X | - | - | - | - | patinho | Re | 80% | IEM | | |
| <i>Platyrinchus leucorhynchus</i> Wied, 1831 | - | X | X | - | - | - | - | patinho-de-asa-castanha | Re | 16% | IEM | | |
| Família Rhynchocyclidae (10) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846 | X | X | X | - | - | - | - | abre-asa-de-cabeça-cinza | Re | 48% | IEM | | |
| <i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846 | X | X | X | - | - | - | - | cabeçudo | Re | 100% | IEM | | |
| <i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824) | - | X | - | - | - | - | - | borboletinha-do-mato | Re | 20% | IC | | |
| <i>Phylloscartes kronei</i> Willis & Oniki, 1992 | - | X | - | - | - | - | - | maria-da-restinga | Re | 24% | IC | | |
| <i>Phylloscartes paulista</i> Ihering & Ihering, 1907 | - | X | X | - | - | - | - | não-pode-parar | RI | 12% | IC | | |
| <i>Phylloscartes oustaleti</i> (Sclater, 1887) | - | - | X | - | - | - | - | papa-moscas-de-olheiras | RI | 12% | IC | | |
| <i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825) | - | X | X | - | - | - | - | bico-chato-de-orelha-preta | Re | 100% | IEM | | |
| <i>Todirostrum poliocephalum</i> (Wied, 1831) | - | X | X | - | - | - | - | teque-teque | Re | 20% | IEM | | |

| Ordenamento Taxonômico | Ecossistema de | | | | | | | | | | | |
|--|----------------|---|---|---|---|---|--------|---|----|--------|-----|--|
| | Ocorrência | | | | | | Status | | FO | Guilda | | |
| | M | R | R | F | P | B | Mr | V | | | | |
| <i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818) | - | X | - | - | - | - | - | - | VO | 4% | IC | |
| <i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776) | - | X | - | - | - | - | - | - | Mi | 32% | ISb | |
| <i>Pyrocephalus rubinus</i> (Boddaert, 1783) | - | X | - | - | - | - | - | - | Mi | 24% | IEM | |
| <i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766) | X | X | - | X | X | - | - | - | Re | 100% | IS | |
| <i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831) | - | X | X | - | - | - | - | - | Mi | 60% | ISb | |
| <i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868) | - | X | X | - | - | - | - | - | Mi | 60% | ISb | |
| <i>Contopus cinereus</i> (Spix, 1825) | - | X | - | - | - | - | - | - | Re | 20% | IC | |
| <i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818) | - | X | - | - | - | - | - | - | RI | 16% | IEM | |
| <i>Muscipira vetula</i> (Lichtenstein, 1823) | - | X | - | - | - | - | - | - | RI | 12% | IC | |
| Família Vireonidae (2) | | | | | | | | | | | | |
| <i>Hylophilus poicilotis</i> Temminck, 1822 | - | X | - | - | - | - | - | - | RI | 16% | OEM | |
| <i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817) | X | X | - | - | - | - | - | - | Mi | 56% | OC | |
| Família Corvidae (1) | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cyanocorax caeruleus</i> (Vieillot, 1818) | X | X | X | - | - | - | - | - | Re | 100% | OEM | |
| Família Hirundinidae (6) | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817) | - | X | - | - | - | - | - | - | Re | 20% | IDA | |
| <i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817) | X | X | - | - | - | - | - | - | Mi | 64% | IDA | |
| <i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817) | X | X | - | - | - | - | - | - | Re | 28% | IDA | |
| <i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789) | X | X | - | - | - | - | - | - | Re | 68% | IDA | |
| <i>Tachycineta leucorrhoa</i> (Vieillot, 1817) | X | X | - | - | - | - | - | - | Re | 20% | IDA | |
| <i>Hirundo rustica</i> Linnaeus, 1758 | - | X | - | - | - | - | - | - | VO | 4% | IDA | |
| Família Troglodytidae (2) | | | | | | | | | | | | |
| <i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823 | X | X | - | - | - | - | - | - | Re | 100% | ISb | |
| <i>Cantorchilus longirostris</i> (Vieillot, 1819) | X | X | X | - | - | - | - | - | Re | 100% | ISb | |
| Família Polioptilidae (1) | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ramphocaenus melanurus</i> Vieillot, 1819 | - | X | - | - | - | - | - | - | RI | 12% | ISb | |
| Família Turdidae (5) | | | | | | | | | | | | |
| <i>Turdus flavipes</i> Vieillot, 1818 | X | X | X | - | - | - | - | - | Re | 92% | OEM | |
| <i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818 | X | X | X | - | - | - | - | - | RI | 12% | OEM | |

| Ordenamento Taxonômico | Ecossistema de | | | | | | | | | | Status | FO | Guilda |
|---|----------------|---|---|---|---|----|---|---|----|--|--------|-----|--------|
| | Ocorrência | | | | | | | | | | | | |
| | M | R | F | P | B | Mr | V | | | | | | |
| <i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818 | X | X | X | - | X | - | - | - | Re | | 100% | OEM | |
| <i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850 | X | X | - | - | X | - | - | - | Re | | 100% | OEM | |
| <i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818 | X | X | X | - | - | - | - | - | Re | | 100% | OEM | |
| Família Mimidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823) | - | X | - | - | - | - | - | - | RI | | 16% | OEM | |
| Família Motacillidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Anthus lutescens</i> Pucheran, 1855 | - | X | - | - | - | - | - | - | VO | | 8% | IS | |
| Família Passerellidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776) | X | X | - | - | - | - | - | - | Re | | 100% | GS | |
| Família Parulidae (4) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Setophaga pitiayumi</i> (Vieillot, 1817) | X | X | - | - | - | - | - | - | Re | | 100% | IEM | |
| <i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789) | X | X | - | - | - | - | - | - | Re | | 100% | ISb | |
| <i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830) | X | X | X | - | - | - | - | - | Re | | 100% | ISb | |
| <i>Myiothlypis rivularis</i> (Wied, 1821) | X | X | X | - | - | - | - | - | Re | | 100% | IS | |
| Família Icteridae (4) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766) | X | X | X | - | - | - | - | - | Re | | 100% | OC | |
| <i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819) | - | X | - | - | - | - | - | - | RI | | 12% | OC | |
| <i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789) | X | X | - | - | - | - | - | - | Mi | | 60% | OS | |
| <i>Sturnella supercilialis</i> (Bonaparte, 1850) | - | X | - | - | - | - | - | - | VO | | - | GEM | |
| Família Mitrospingidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Orthogonys chloricterus</i> (Vieillot, 1819) | - | - | X | - | - | - | - | - | Re | | 28% | OC | |
| Família Thraupidae (31) | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819) | - | X | X | - | - | - | - | - | Re | | 24% | OC | |
| <i>Schistoclamys ruficapillus</i> (Vieillot, 1817) ¹ | - | X | - | - | - | - | - | - | VO | | - | GEM | |
| <i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776) | X | X | X | - | - | - | - | - | Re | | 100% | OC | |
| <i>Tangara cyanocephala</i> (Statius Muller, 1776) | X | X | X | - | - | - | - | - | Mi | | 32% | OC | |
| <i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766) | X | X | X | - | - | - | - | - | Re | | 100% | OC | |
| <i>Tangara cyanoptera</i> (Vieillot, 1817) | - | X | X | - | - | - | - | - | Re | | 56% | OC | |
| <i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1821) | X | X | X | - | - | - | - | - | Re | | 100% | OC | |

| Ordenamento Taxonômico | Ecossistema de | | | | | | | | | | Status | FO | Guilda |
|---|----------------|---|---|---|---|----|---|------------|------|-----|--------|----|--------|
| | M | R | F | P | B | Mr | V | Ocorrência | | | | | |
| Tangara ornata (Sparman, 1789) | - | - | X | - | - | - | - | RI | 12% | OC | | | |
| Tangara peruviana (Desmarest, 1806) | X | X | X | - | - | - | - | Re | 100% | OC | | | |
| Conirostrum speciosum (Temminck, 1824) | - | - | X | - | - | - | - | RI | 16% | OC | | | |
| Conirostrum bicolor (Vieillot, 1809) | X | - | - | - | - | - | - | Re | 100% | IEM | | | |
| Sicalis flaveola (Linnaeus, 1766) | X | X | - | - | - | - | - | Re | 100% | GS | | | |
| Haplospiza unicolor Cabanis, 1851 | - | X | - | - | - | - | - | Re | 36% | GSb | | | |
| Chlorophanes spiza (Linnaeus, 1758) | - | X | X | - | - | - | - | Re | 40% | OC | | | |
| Hemithraupis ruficapilla (Vieillot, 1818) | - | X | X | - | - | - | - | Re | 24% | OC | | | |
| Volatinia jacarina (Linnaeus, 1766) | - | X | - | - | - | - | - | VO | 8% | GSb | | | |
| Trichothraupis melanops (Vieillot, 1818) | X | X | X | - | - | - | - | Re | 100% | OSB | | | |
| Lanio cristatus (Linnaeus, 1766) | X | X | X | - | - | - | - | Re | 100% | OEM | | | |
| Tachyphonus coronatus (Vieillot, 1822) | X | X | X | - | - | - | - | Re | 100% | OEM | | | |
| Ramphocelus bresilius (Linnaeus, 1766) | X | X | - | - | - | - | - | Re | 100% | OEM | | | |
| Tersina viridis (Illiger, 1811) | X | X | X | - | - | - | - | Re | 40% | OEM | | | |
| Dacnis cayana (Linnaeus, 1766) | - | X | X | - | - | - | - | Re | 44% | OC | | | |
| Coereba flaveola (Linnaeus, 1758) | X | X | X | - | - | - | - | Re | 100% | N | | | |
| Tiaris fuliginosus (Wied, 1830) | - | - | X | - | - | - | - | Re | 20% | GSb | | | |
| Sporophila lineola (Linnaeus, 1758) | - | X | - | - | - | - | - | RI | 16% | GSb | | | |
| Sporophila frontalis (Verreaux, 1869) | - | X | - | - | - | - | - | Re | 28% | GEM | | | |
| Sporophila caerulescens (Vieillot, 1823) | X | X | - | - | - | - | - | Re | 100% | GSb | | | |
| Sporophila angolensis (Linnaeus, 1766) | - | X | - | - | - | - | - | Re | 24% | GSb | | | |
| Saltator similis d’Orbigny & Lafresnaye, 1837 | - | X | - | - | - | - | - | Re | 28% | OEM | | | |
| Saltator fuliginosus (Daudin, 1800) | - | X | - | - | - | - | - | VO | 4% | OEM | | | |
| Thlypopsis sordida (d’Orbigny & Lafresnaye, 1837) | - | - | X | - | - | - | - | RI | 12% | OC | | | |
| Família Cardinalidae (1) | | | | | | | | | | | | | |
| Habia rubica (Vieillot, 1817) | - | X | X | - | - | - | - | Re | 100% | OSb | | | |
| Família Fringillidae (4) | | | | | | | | | | | | | |
| Spinus magellanicus (Vieillot, 1805) | - | X | - | - | - | - | - | VO | 4% | GSb | | | |
| Euphonia violacea (Linnaeus, 1758) | X | X | X | - | - | - | - | Re | 100% | OEM | | | |

| Ordenamento Taxonômico | Ecosistema de | | | | | | | | | | | Status | FO | Guilda |
|---|---------------|---|---|---|---|---|----|---|--|-------------|----|--------|-----|--------|
| | Ocorrência | | | | | | | | | | | | | |
| | M | R | R | F | P | B | Mr | V | | | | | | |
| <i>Euphonia chalybea</i> (Mykan, 1825) | - | x | x | x | - | - | - | - | | cais-cais | Re | 20% | OEM | |
| <i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801) | - | x | x | x | - | - | - | - | | ferro-velho | Re | 100% | OEM | |

ANEXO 2: Comentários sobre alguns registros relevantes realizados no Parque Estadual Ilha do Cardoso.

Cochlearius cochlearius – arapapá (Anexo 3): espécie menos conspícua entre as garças e socós. Ocorre em manguezais densos, sendo mais ativa durante o crepúsculo e ao anoitecer (SICK 2001). Sua ocorrência no PEIC foi confirmada na extremidade sul da ilha (Pontal de Leste) em uma lagoa circundada por manguezais cuja área é utilizada por diferentes espécies de garças, socós e pelo guará para reprodução e descanso.

Eudocimus ruber – guará (Anexo 3): estimativas realizadas por nós entre os anos de 2014 a 2018 estimaram uma população em torno de 2000 indivíduos para a região que engloba a Ilha de Cananéia e Ilha do Cardoso. A espécie é comumente vista forrageando ou se deslocando ao longo dos canais e gamboas que cortam a região em grupos que variam de dois a 300 indivíduos. Na porção sul do PEIC, no Pontal de Leste, desde 2014 se instalou uma colônia reprodutiva da espécie, sendo estimado por nós em 2015 cerca de 1000 aves reproduzindo no local.

Buteogallus aequinoctialis – gavião-caranguejeiro: espécie litorânea associada a manguezais que se alimenta quase exclusivamente de caranguejos (SICK 2001). Seus registros no estado de São Paulo são escassos (SILVEIRA *et al.* 2009) e se enquadra em categoria de ameaça pelo fato de ocorrer em áreas vulneráveis às ações antrópicas. Ao longo do presente estudo um único registro da espécie ocorreu nos manguezais que margeiam o canal que separa a Ilha do Cardoso da Ilha de Cananéia, próximo à entrada da trilha para a Cachoeira Grande.

Amazona brasiliensis – papagaio-da-cara-roxa: espécie registrada ao longo de todas as amostragens de campo, ocupando o manguezal, restinga e floresta. Ao contrário do que ocorre em Cananéia, não foi visto revoadas grandes de papagaios, porém, casais ou pequenos grupos foram observados em diferentes horas do dia. Os maiores grupos foram visualizados na floresta, sendo em uma ocasião composto por 40 indivíduos pousados em um guanandi (*Calophyllum brasiliense*) no mês de dezembro e, em outra ocasião, 25 indivíduos se alimentando de jerivá (*Syagrus romanzoffiana*) no mês de janeiro.

Xenops rutilans – bico-virado-carijó (Anexo 3): espécie típica de ambientes florestais que forrageia principalmente no sub-bosque e dossel, onde é visto comumente explorando troncos com seu bico de formato peculiar - achatado lateralmente e com a ponta voltada para cima (SOARES & DOS ANJOS 1999; PARRINI & PACHECO 2011), muitas vezes ao lado do seu congênere *Xenops minutus* (SICK 2001). No PEIC a espécie foi registrada exclusivamente nas áreas de manguezal, enquanto que *Xenops minutus* foi registrada na restinga e floresta, não havendo, portanto, sobreposição de ocorrência das espécies.

Phylloscartes oustaleti – papa-mosca-de-olheiras (Anexo 3): segundo Ridgely (2015) a espécie habita os estratos superiores em florestas de encosta com altitudes variando de 200 a 900 m. No PEIC a espécie foi registrada (e capturada) no sub-bosque florestal a uma altitude de 31 m, demonstrando que a mesma pode ocorrer também em áreas de floresta de planície e descendo eventualmente ao sub-bosque.

Ramphastos toco – tucanuçu (Anexo 3): espécie distribuída por praticamente todo o Estado de São Paulo, porém, comumente em áreas de Cerrado, Floresta Estacional Semi-decidual e pastagens (SICK 2001). No presente estudo, em uma única ocasião, observou-se três aves que permaneceram pousadas por um breve período às margens do Rio Perequê, próximo a sua foz.

Milvago chimango – chimango (Anexo 3): corresponde a espécie de falconiforme mais comum no Estado do Rio Grande do Sul e sul do Estado de Santa Catarina, porém, indivíduos isolados deslocam-se eventualmente em direção ao norte, atingindo até o Estado de Minas Gerais (SICK 2001). No PEIC a espécie foi visualizada duas vezes, sendo uma delas no manguezal do Pereirinha e uma segunda vez em uma área de baixio próximo à Ilha da Casca.

Aburria jacutinga – jacutinga (Anexo 3): registrada em apenas três ocasiões (floresta), sendo duas delas às margens do Rio Perequê ao lado da antiga central de energia e uma no início da Trilha do Poço das Antas. Diante da baixa detecção, dois fatores podem ser levantados: o primeiro deles é que a espécie pode ter uma preferência pelas florestas de altitude mais elevada que margeiam o maciço

montanhoso central da ilha, a exemplo do que ocorre na Serra de Castelhanos (APA de Guaratuba, São José dos Pinhais, PR; H. Chupil observação pessoal), vindo eventualmente para altitudes inferiores na busca por alimento, como reportado por SICK (2001). A segunda hipótese é que a população da espécie na ilha não seja muito expressiva ou se encontre em declínio, uma vez que Bernardo (2004) estimou no parque uma densidade de 1,19 ind/km², inferior a outras localidades, como o Parque Estadual de Intervalos e Carlos Botelho (2,67 ind/km²) (GUIX *et al.* 1997). Tal hipótese se sustenta no fato de que a espécie é muito cobiçada por sua carne, apresentando fácil detecção e aproximação (SANCHEZ-ALONSO *et al.* 2002), sofrendo, portanto, com a caça ilegal dentro do parque.

Thalassarche chlororhynchos – albatroz-de-nariz-amarelo, *Thalassarche melanophris* – albatroz-de-sobrancelha e *Procellaria aequinoctialis* – pardela-preta: apenas um indivíduo de *T. melanophris* e um de *P. aequinoctialis* foram registrados vivos, estando ambos na faixa litorânea da Comunidade do Marujá (resgatados pelo IPeC – PMP – Bacia de Santos no ano de 2016). Os demais registros (*T. chlororhynchos* – n=12; *T. melanophris* - n=13 e *P. aequinoctialis* – n=12) correspondem a carcaças encontradas na faixa de areia ao longo de toda a ilha entre os anos de 2015 a 2017. Segundo Bugoni & Furness (2009) a ocorrência de Procellariiformes em território brasileiro é composta principalmente por indivíduos que vagueiam pelos oceanos até atingirem a maturidade sexual, adultos em rota migratória ou aves que se deslocam em busca de alimento, o que justificaria os registros de tais espécies pelágicas na ilha.

Amadonastur lacernulatus – gavião-pombo-pequeno: espécie endêmica da Floresta Atlântica, foi registrada em apenas três ocasiões no PEIC, sendo duas na restinga no início da estrada da captação e uma na floresta no Morro do Pereirinha. A espécie encontra-se em declínio populacional devido a fragmentação de sua área de ocorrência (IUCN 2018).

Thalasseus acutiflavus – trinta-réis-de-bando e *Thalasseus maximus* – trinta-réis-real: ambas as espécies apresentaram uma FO=40%, ocorrendo nos ecossistemas de praia, baixio e forrageando principalmente ao longo do canal que separa a Ilha de Cananéia da Ilha do Cardoso e na Barra de Cananéia. Ambas as

espécies estão sob ameaça por apresentarem áreas reprodutivas restritas e sob forte interferência antrópica (SILVEIRA *et al.* 2009).

Touit melanonotus – apuim-de-costas-pretas: apresenta registros pontuais ao longo de sua distribuição que vai desde o sul do Estado da Bahia até o Estado de São Paulo (SICK 2001), incluindo o Estado do Paraná (VALLEJOS *et al.* 2013). No PEIC a espécie foi registrada três vezes (FO=12%), seja sobrevoando áreas de restinga (em uma ocasião com um grupo de seis indivíduos) ou na área de floresta, sendo visualizados pousados sob guapuruvus (*Schizolobium parahyba*) e jerivá (*Syagrus romanzoffiana*).

Carpornis melanocephala – sabiá-pimenta (Anexo 3): habita florestas densas e restingas pouco alteradas (IUCN 2017), sendo muitas vezes utilizado como indicador de qualidade ambiental. Tem um importante papel ecológico, uma vez que se alimenta de uma ampla variedade de frutos, agindo assim como dispersor, a exemplo de outros Cotingidae (SICK 2001). É uma espécie comum para o PEIC, apresentando uma FO=68%, estando os registros concentrados apenas no ecossistema florestal.

Tangara peruviana – saíra sapucaia: espécie endêmica e fortemente associada à restinga, fato este que a torna vulnerável, visto que o ecossistema se encontra ameaçado em nível nacional (SILVEIRA *et al.* 2009). No PEIC a espécie é comum, sendo registrada em todas as amostragens de campo (FO=100%) no manguezal, restinga e floresta.

Sporophila frontalis – pixoxó e *Sporophila angolensis* – curió: ambas as espécies são perseguidas pelo seu canto melodioso, que associado à degradação dos ambientes de ocorrência, levam-nas a estar enquadradas em categoria de ameaça (SILVEIRA *et al.* 2009). No PEIC ambas são residentes, apresentando os registros concentrados em áreas de restinga, incluindo a porção nordeste da ilha (Núcleo Pereirinha), em áreas alteradas. A ocorrência em ambientes alterados pode estar associada a abundância de plantas da família Poaceae (espécies herbáceas, bambus e taquaras) que produzem sementes comumente consumidas pelas aves.

ANEXO 3: Exemplos de espécies residentes registradas no PEIC.



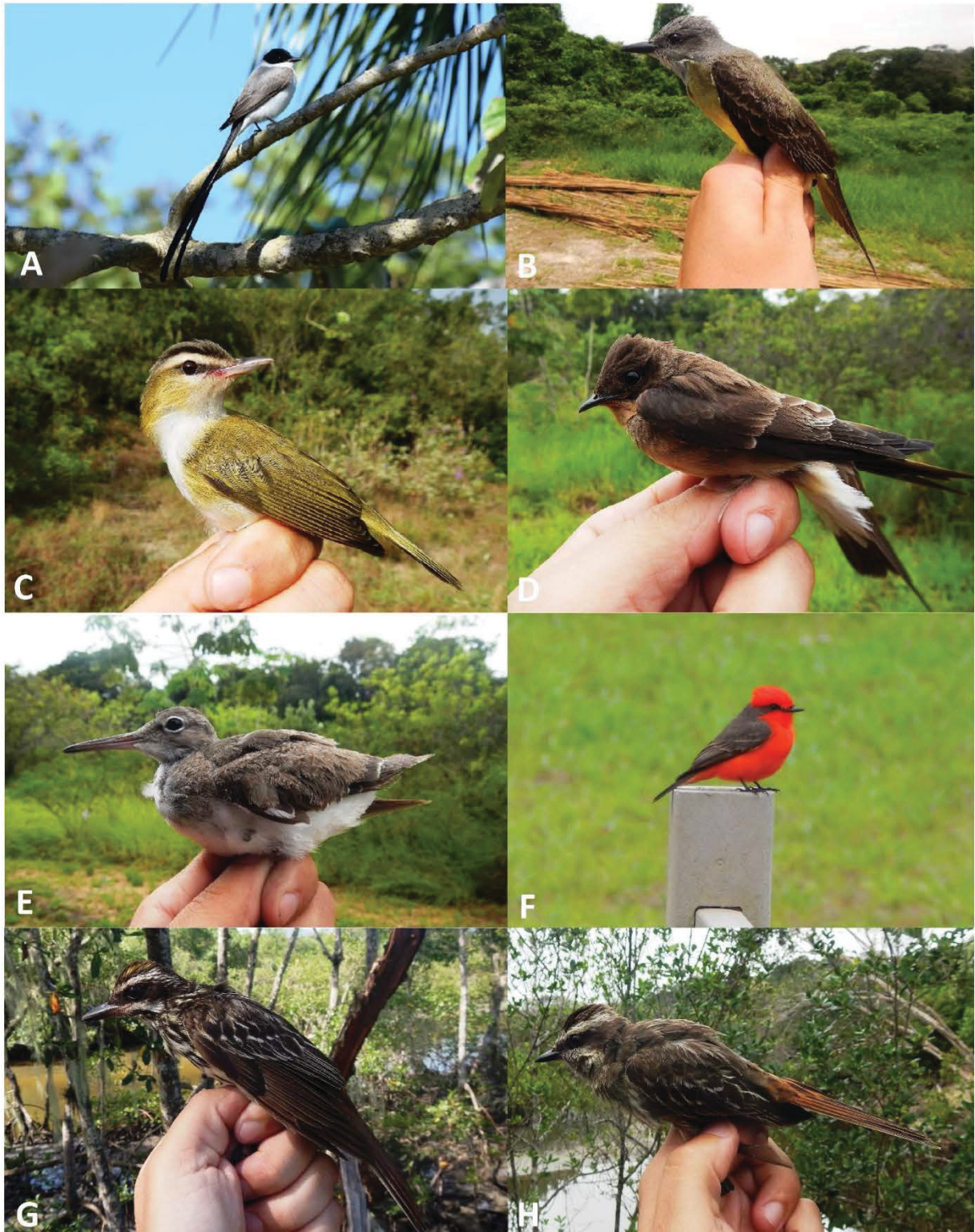
A) guará – *Eudocimus ruber*; B) maria-da-restinga – *Phylloscartes kronei*; C) bico-virado-carijó - *Xenops rutilans*; D) figuinha-do-mangue – *Conirostrum bicolor*; E) tangará – *Chiroxiphia caudata*; F) guaxe – *Cacicus haemorrhous*; G) tiê-sangue – *Ramphocelus bresilius*; H) rendeira – *Manacus manacus*; I) sabiá-pimenta - *Carpornis melanocephala*; J) pica-pau-de-cabeça-amarela – *Celeus flavescens*; K) surucuá-de-barriga-amarela – *Trogon viridis*; L) pintadinho – *Drymophila squamata*; M) beija-flor-cinza – *Aphantochroa cirrochloris*; N) martim-pescador-pequeno – *Chloroceryle americana*.

ANEXO 4: Exemplos de espécies residentes incomuns registradas no PEIC.



A) arapapá – *Cochlearius cochlearius*; B) juruva – *Baryphthengus ruficapillus*; C) jacutinga – *Aburria jacutinga*; D) gavião-bombachinha-grande – *Accipiter bicolor*; E) tesoura-cinzenta – *Muscipipra vetula* (Foto: Eduardo Pereira); F) papa-moscas-de-olheira – *Phylloscartes oustaleti*.

ANEXO 5: Exemplos de espécies migratórias registradas no PEIC.



A) tesourinha – *Tyrannus savana*; B) suiriri – *Tyrannus melancholicus*; C) juruviara – *Vireo chivi*; D) andorinha-serradora – *Stelgidopteryx ruficollis*; E) maçarico-pintado – *Actitis macularius*; F) príncipe – *Pyrocephalus rubinus*; G) bem-te-vi-rajado – *Myiodinastes maculatus*; H) peitica – *Empidonomus varius*.

ANEXO 6: Exemplos de espécies Visitantes Ocasionais (VO), Visitantes Oriundos do Hemisfério Norte (VN) e Visitantes Oriundos do Hemisfério Sul (VS) registrados no PEIC.



A) pardela-sombria – *Puffinus puffinus* (VN); B) gibão-de-couro – *Hirundinea ferruginea* (VO); C) tucanuçu – *Ramphastos toco* (VO); D) curicaca – *Theristicus*

caudatus (VO); E) chimango – *Milvago chimango* (VO); F) garça-vaqueira – *Bulbucus ibis* (VO); G) petrel-grande-do-norte - *Macronectes halli* (VS – animal resgatado pelo Instituto de Pesquisas Cananéia na Comunidade do Marujá e solto no Boqueirão Sul, Ilha Comprida); H) polícia-inglesa-do-sul – *Sturnella superciliaris* (Foto: Eduardo Pereira).

**RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E GUILDAS TRÓFICAS DE AVES EM TRÊS
FITOFISIONOMIAS NO PARQUE ESTADUAL ILHA DO CARDOSO, LITORAL
SUL DO ESTADO DE SÃO PAULO**

RESUMO

Dentro de um ecossistema, a diversidade, abundância e distribuição dos organismos podem variar de maneira espacial e temporal, influenciadas muitas vezes por variações de altitude, latitude e características fitofisionômicas. Sendo assim, o presente estudo teve como objetivo estudar a comunidade de aves em três fitofisionomias contínuas localizadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC), abordando a riqueza e a abundância de espécies e a composição de guildas tróficas nos ecossistemas de manguezal, restinga e floresta. Para isso, foram testadas as hipóteses de que (i) a riqueza e a abundância relativa a nível de espécie e de guildas diferem entre os ecossistemas de manguezal, restinga e floresta; e de que (ii) a riqueza de espécies, a abundância de indivíduos e o número de guildas variam sazonalmente dentro dos ecossistemas. Entre setembro de 2015 e setembro de 2017 foram realizadas 25 expedições de campo com quatro dias de duração cada utilizando a técnica de captura de aves com redes-de-neblina (cinco pontos fixos nos ecossistemas de manguezal, restinga e floresta). Análises de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) foram utilizadas para avaliar e representar os padrões de riqueza e abundância relativa de aves e de guildas em relação aos três ecossistemas. A avaliação das diferenças significativas entre os fatores foi realizada através de Análises de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA). Dados de riqueza (número de espécies e de guildas) e abundância (número de indivíduos) foram analisados graficamente visando a detectar oscilações sazonais ao longo dos dois anos amostrados. Foram capturadas 628 aves, sendo 263 no manguezal, 209 na restinga e 156 na floresta. Baseado nos resultados da análise de PERMANOVA, houve diferença significativa da riqueza de espécies e da abundância relativa de aves entre os ecossistemas de manguezal, restinga e floresta. Diferenças significativas também foram obtidas quanto a riqueza de espécies e a abundância relativa dentro das guildas entre os ecossistemas. Sazonalmente houve oscilação quanto a riqueza de espécies e a abundância de aves entre os ecossistemas, bem como de guildas tróficas. Por fim, nossas duas hipóteses iniciais foram confirmadas, sendo que nossos dados levam a crer que existe um deslocamento de indivíduos entre os ecossistemas amostrados, influenciado provavelmente pela disponibilidade de recursos.

Palavras-chave: Fitofisionomia; Floresta Atlântica; Migração; Sazonalidade;

ABSTRACTS

Within an ecosystem the diversity, abundance and distribution of organisms can vary spatially and temporally, often influenced by variations in altitude, latitude and phytophysiological characteristics. Therefore, the objective of this study was to study the bird community in Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC) addressing the richness and abundance of species and the composition of trophic guilds in three continuous vegetation gradients: mangrove ecosystems, *restinga*, and forest. For this, we hypothesized that (i) relative richness and abundance at the species and guild levels differ between the ecosystems of mangrove, *restinga* and forest; and that (ii) species richness, abundance of individuals, and the number of guilds vary seasonally within ecosystems. Between September 2015 and September 2017, 25 monthly field expeditions were carried out, with a four days effort each month, using the technique of bird catch with mist-nets (five fixed points in the ecosystems of mangrove, *restinga*, and forest). Multidimensional Non-Metric Scheduling Analyzes (NMDS) were used to evaluate and represent patterns of relative richness and abundance of birds and guilds in relation to the three ecosystems. The evaluation of a significant difference between the factors was performed through Permutational Multivariate Variance Analyzes (PERMANOVA). Graphics were elaborated with data of richness (number of species or guilds) and abundance (number of individuals) aiming to detect seasonal oscillations during the two years sampled. In total, 628 birds were captured: 263 in the mangrove, 209 in the *restinga* and 156 in the forest. Based on the results of the PERMANOVA analysis, there was a significant difference in species richness and relative abundance of birds among the mangrove, *restinga*, and forest ecosystems. Significant differences were also obtained regarding species richness and relative abundance within the guilds between ecosystems. Seasonally, richness of species and the abundance of birds oscillated between the ecosystems, as well as trophic guilds. Finally, our two initial hypotheses were confirmed, and our data suggest that there is a displacement of individuals among the ecosystems sampled, probably influenced by resources availability.

Keywords: Atlantic Forest; Migration; Seasonality; Vegetation;

1 INTRODUÇÃO

O estudo da ecologia de comunidades foca na descrição dos padrões de diversidade, abundância e distribuição dos organismos dentro dos ecossistemas em uma escala espacial e temporal (VELLEND 2010). Nesse contexto, na tentativa de compreender a composição e a estrutura das comunidades, comumente opta-se por dividi-las dentro de frações menores da comunidade estabelecidas diante de condições bióticas e abióticas específicas (WHITTAKER 1956). De acordo com essa perspectiva, os habitats dentro de um ecossistema podem servir de filtros que selecionam regionalmente as espécies melhores adaptadas às condições ambientais ali disponíveis (KARR & FREEMARK 1983; WEIHER & KEDDY 1999; DOEBELI & DIECKMANN 2003).

A Floresta Atlântica é caracterizada por englobar um mosaico de paisagens e uma elevada diversidade de espécies, podendo apresentar uma ampla variedade de fitofisionomias, cuja variação se deve principalmente por diferenças altitudinais (BROWN & BROWN 1992; SICK 2001). De maneira mais discreta, sua fitofisionomia sofre também variação ao longo do gradiente longitudinal, onde além dos fatores climáticos que influenciam diretamente na distribuição das espécies, existe uma herança histórica de elementos típicos de outros dois grandes blocos florestais sul americanos, o andino e o amazônico (SALFORD 2007; AMORIM *et al.* 2009). Isso se deve ao fato de que os três blocos já foram interligados no passado (MORLEY 2000), estando hoje isolados por um corredor contendo formações abertas e de clima seco (Caatinga, Cerrado e Chaco) (BIGARELLA *et al.* 1975; AB'SABER 1990).

A porção que engloba as regiões sudeste e sul do Brasil reúne os mais bem preservados remanescentes de Floresta Atlântica do Brasil (LEITÃO-FILHO *et al.* 1993, 1994). Em tais regiões (podendo ser extrapolado para o restante do bioma), a Floresta Atlântica pode ser dividida em dois grandes blocos: a floresta de encosta que ocorre em altitudes mais elevadas cobrindo principalmente as regiões serranas e formações montanhosas isoladas; e a floresta de planície, que circunda a base das serras e formações montanhosas isoladas estendendo-se até o nível do mar (BARROS *et al.* 1991). A porção do bioma voltada para o Oceano Atlântico inclui ainda formações de restinga e manguezal (BERNARDI *et al.* 2005; ASSIS *et al.* 2011).

Dentro desse contexto biogeográfico, a comunidade de aves da Floresta Atlântica varia em nível de riqueza, diversidade e abundância dentro das mais

variadas fitofisionomias (ALEIXO 1999; ANTUNES 2007; VASCONCELOS & RODRIGUES 2010). No que se refere às diferentes fitofisionomias, áreas de floresta (planície e de encosta) abrigam a parcela mais diversa da avifauna do bioma, incluindo a maior parte dos endemismos (CRACRAFT 1985; DA SILVA *et al.* 2004). Tal fitofisionomia é caracterizada pela abundância de recursos disponíveis para as aves e características estruturais da vegetação que propiciam habitats variados a serem explorados pelas espécies (SICK 2001). A restinga abriga espécies de aves de ambientes abertos e alguns elementos compartilhados com a floresta atlântica de planície, uma vez que ambas, na maior parte das vezes, estão em contato (LIMA 2010; DARIO & VINCENZO 2011; MOTA *et al.* 2011; ALMEIDA *et al.* 2012). Os manguezais, mesmo apresentando uma baixa riqueza de espécies de plantas e ausência de frutos palatáveis para as aves, reúnem um conjunto de outras características ambientais que garantem condições favoráveis para a manutenção de uma grande variedade de espécies, seja para alimentação, reprodução ou abrigo (CUSTER *et al.* 1980; SICK 2001).

Estudos relacionados à fitofisionomia dentro da Floresta Atlântica focam principalmente em variações oriundas de diferenças altitudinais, como em Goerck (1999), Develey (2004), Fávaro *et al.* (2006), Malett-Rodrigues *et al.* (2007) e Mallet-Rodrigues *et al.* (2010); e longitudinais, como em da Silva *et al.* (2004), Fávaro *et al.* (2006) e D'Horta *et al.* (2011). Porém, na maior parte das vezes, fitofisionomias são tratadas de maneira isolada, como em Straube (1990), Marsden *et al.* (2004), Straube (2003) e Straube & Urben-Filho (2005) no que se refere a ambientes florestais; Mallet-Rodrigues *et al.* (2007, 2010), Lima (2010), Dario & Vincenzo (2011), Mota *et al.* (2011), Almeida *et al.* (2012) e Mota *et al.* (2012) em áreas de restinga; e Araújo *et al.* (1977), Olmos & Silva (2001), Araújo *et al.* (2006), Mestre *et al.* (2007) e Mota *et al.* (2011), em áreas de manguezal. Ainda nesse contexto, outro tema pouco explorado diz respeito a composição de guildas tróficas dentro de variações fitofisionômicas. Quando abordado, da mesma forma que em estudos de comunidades, foca em guildas específicas ou em apenas uma fitofisionomia, como em Argel-Oliveira (1999), Dario Rossano *et al.* (2002), Fadini & Marco Jr (2004), Dario (2010) e Parrini & Pacheco (2011).

Diante do exposto, o presente capítulo tem como objetivo estudar a comunidade de aves em três fitofisionomias contínuas localizadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso, abordando a riqueza e a abundância de espécies e a composição de

guildas tróficas nos ecossistemas de manguezal, restinga e floresta. Para isso, serão testadas as hipóteses de que (i) a riqueza e a abundância relativa em nível de espécie e de guildas diferem entre os ecossistemas de manguezal, restinga e floresta e de que (ii) a riqueza de espécies, a abundância de indivíduos e o número de guildas variam sazonalmente dentro dos ecossistemas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC), localizado no extremo sul do litoral do Estado de São Paulo (25° 03'05" a 25° 18'18"S e 47° 53'48" a 48° 05'42"W), estando inserido dentro do bioma Floresta Atlântica e abrangendo áreas de floresta, restinga, manguezal, praia e baixio (ver maior detalhamento da área de estudo no prólogo desta tese).

2.2 Delineamento amostral

Entre setembro de 2015 e outubro de 2017 foram realizadas 25 expedições de campo com quatro dias de duração cada (Licença SISBIO 39328-8 e COTEC 277/2016), utilizando a técnica de captura de aves com redes-de-neblina. As capturas com redes-de-neblina foram efetuadas em locais fixos por dois dias consecutivos nos três principais ecossistemas que compõem a ilha na sua porção nordeste: manguezal (na foz do Rio Perequê), restinga (ao longo da estrada da captação e Trilha Morro das Almas) e floresta (próximo a antiga casa que constituía a central de energia). Para isso, seis redes foram utilizadas em cada um desses ecossistemas (FIGURA 1; malhas 19, 20, 25 e 30 mm), sendo abertas as 06:00 h e fechadas as 18:00 h. Em dias de chuvas intensas ou exposição extrema ao sol e calor, as redes foram fechadas (individualmente ou na totalidade), atendendo a resolução do CEMAVE (Centro Nacional de Pesquisa para Conservação das Aves Silvestres) Cap. IV, Art. 19, que proíbe a captura em condições adversas.

As redes foram revisadas a cada 25 minutos visando a retirar os espécimes capturados para identificação e anilhamento. Todas as aves capturadas foram marcadas no tarso direito com anilhas metálicas fornecidas pelo CEMAVE

(autorização de anilhamento 3999). O enquadramento taxonômico utilizado seguiu o proposto pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI *et al.* 2015).

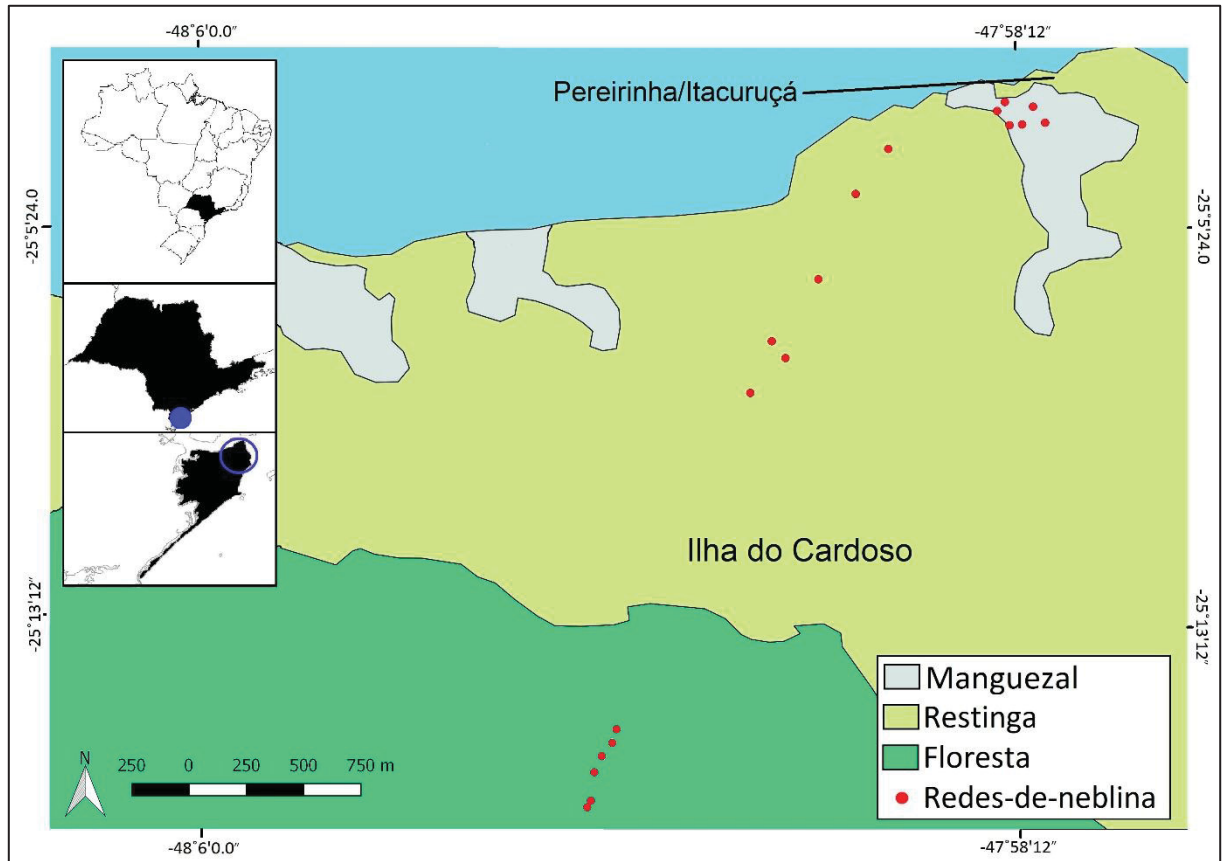


FIGURA 1. Localização dos pontos onde foram utilizadas redes-de-neblina na porção nordeste da Ilha do Cardoso, litoral sul do Estado de São Paulo (manguezal, restinga e floresta).

2.3 Análise dos dados

A divisão das espécies em guildas se embasou no proposto por Willis (1979) com algumas adequações visando a englobar toda a comunidade. As adequações basearam-se na literatura (SICK 2001 e KISSLING *et al.* 2011) e observações feitas em campo. A classificação considerou os itens predominantes na dieta de cada espécie, o tamanho corporal e o principal ambiente em que estas forrageiam: **GFS** (Grandes frugívoros de solo), **GFC** (Grandes frugívoros de copa), **FEM** (Frugívoros de estrato médio), **OEM** (Onívoros de estrato médio), **OC** (Onívoros de copa), **OS** (Onívoro de solo), **OSb** (Onívoros de sub-bosque), **P** (Piscívoros), **CIA** (Consumidores de invertebrados aquáticos), **CIT** (Consumidores de invertebrados terrestres), **IS**

(Insetívoros de solo), **IEM** (Insetívoros de estrato médio), **ISb** (Insetívoros de sub-bosque), **IC** (Insetívoros de copa), **IDA** (Insetívoros diurnos aéreos), **INA** (Insetívoros noturnos aéreos) e **N** (Nectarívoros).

A abundância relativa das espécies foi calculada através da fórmula: $Ar = a/n \cdot 100$, sendo “a” o número de indivíduos capturados de cada espécie e “n” o número total de indivíduos capturados. Análises de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) foram utilizadas para avaliar e representar os padrões de riqueza e abundância relativa de aves e de guildas em relação aos ecossistemas de manguezal, restinga e floresta (pacote “vegan” no software R; R CORE TEAM 2017). A diferença entre os ecossistemas foi testada através de Análises de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), onde os ecossistemas foram considerados efeitos fixos e o número de permutações utilizado foi de 9.999. Tal análise foi realizada utilizando o programa “Past” (HAMMER *et al.* 2001), onde matrizes de similaridade por meio do coeficiente de Jaccard foram construídas com os dados de riqueza e abundância (a nível de espécie e de guildas).

Os dados de riqueza (número de espécies e de guildas) e abundância (número de indivíduos) foram explorados visualmente visando a detectar oscilações sazonais ao longo dos dois anos amostrados. Para isso, as estações do ano foram agrupadas trimestralmente: dezembro, janeiro e fevereiro (verão); março, abril e maio (outono); junho, julho e agosto (inverno); setembro, outubro e novembro (primavera).

3 RESULTADOS

Foram capturadas 628 aves pertencentes a 81 espécies e enquadradas em oito ordens e 29 famílias (TABELA 1). Do total de capturas, 88 correspondem a recapturas. No que se refere aos ecossistemas, foram capturadas no manguezal 263 aves pertencentes a 46 espécies, na restinga 209 aves pertencentes a 45 espécies e na floresta 156 aves pertencentes a 30 espécies.

Apenas seis espécies foram capturadas nos três ecossistemas, sendo elas *Ramphodon naevius* (beija-flor-rajado), *Picumnus temminckii* (pica-pau-anão-de-coleira), *Mionectes rufiventris* (abre-asa-de-cabeça-cinza), *Turdus flavipes* (sabiá-una), *Turdus albicollis* (sabiá-coleira) e *Trichothraupis melanops* (tiê-de-topete). Já no que se refere a espécies capturadas em apenas um ecossistema, o manguezal abrigou 26 espécies, seguido da restinga (n=11) e floresta (n=08) (TABELA 1).

No manguezal as maiores abundâncias relativas foram obtidas para *Turdus amaurochalinus* (sabiá-poca; AR=10,6%; n=28) e *Ramphocelus bresilius* (tiê-sangue; AR=7,6%; n=20). Já na restinga, os maiores valores foram para *Turdus albicollis* (sabiá-coleira; AR=15,8%; n=27) e *Schiffornis virescens* (flautim; AR=5,74%; n=12). No ecossistema florestal, *T. albicollis* também apresentou a maior abundância relativa (AR=21,1%; n=33), seguida por *Dendrocincla turdina* (arapaçu-liso; AR=7,69%; n=12) (TABELA 1).

TABELA 1. Lista de espécies capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) com redes-de-neblina nos ecossistemas de manguezal (Ma), restinga (Re) e floresta (FI). Nas colunas referentes ao número de indivíduos capturados, entre parênteses encontra-se o número de recapturas. As siglas ao lado dos nomes das espécies referem-se às guildas nas quais se enquadraram: **GFS** (Grandes frugívoros de solo), **GFC** (Grandes frugívoros de copa), **FEM** (Frugívoros de estrato médio), **OEM** (Onívoros de estrato médio), **OC** (Onívoros de copa), **OS** (Onívoro de solo), **OSb** (Onívoro de sub-bosque), **P** (Piscívoros), **CIA** (Consumidores de invertebrados aquáticos), **CIT** (Consumidores de invertebrados terrestres), **IS** (Insetívoros de solo), **IEM** (Insetívoros de estrato médio), **ISb** (Insetívoros de sub-bosque), **IC** (Insetívoros de copa), **IDA** (Insetívoros diurnos aéreos), **INA** (Insetívoros noturnos aéreos) e **N** (Nectarívoros).

| Ordenamento Taxonômico | N° de Indivíduos | | | Abundância Relativa | | |
|---|------------------|------|------|---------------------|-------|-------|
| | Ma | Re | FI | Ma | Re | FI |
| Ordem Charadriiformes | | | | | | |
| Família Scolopacidae | | | | | | |
| <i>Actitis macularius</i> – CIA | 5(2) | - | - | 1,14% | - | - |
| Ordem Columbiformes | | | | | | |
| Família Columbidae | | | | | | |
| <i>Leptotila verreauxi</i> – GFS | 1 | - | - | 0,38% | - | - |
| <i>Geotrygon montana</i> – GFS | - | 1 | 2 | - | 0,47% | 1,28% |
| Ordem Caprimulgiformes | | | | | | |
| Família Caprimulgidae | | | | | | |
| <i>Lurocalis semitorquatus</i> - INA | 1 | - | - | 0,38% | - | - |
| Ordem Apodiformes | | | | | | |
| Família Trochilidae | | | | | | |
| <i>Ramphodon naevius</i> – N | 1 | 5(1) | 8(1) | 0,38% | 3,49% | 4,49% |
| <i>Thalurania glaucopis</i> – N | - | 1 | 4 | - | 0,48% | 2,56% |
| Ordem Trogoniformes | | | | | | |
| Família Trogonidae | | | | | | |
| <i>Trogon viridis</i> – OEM | 1 | - | - | 0,38% | - | - |
| Ordem Coraciiformes | | | | | | |
| Família Alcedinidae | | | | | | |
| <i>Megaceryle torquata</i> – P | 2 | - | - | 0,76% | - | - |
| <i>Chloroceryle americana</i> – P | 14(7) | - | - | 3,38% | - | - |
| Família Momotidae | | | | | | |
| <i>Baryphthengus ruficapillus</i> – CIT | - | - | 1 | - | - | 0,64% |
| Ordem Piciformes | | | | | | |
| Família Picidae | | | | | | |
| <i>Picumnus temminckii</i> – IEM | 2 | 3 | 1 | 0,76% | 1,43% | 0,64% |

| | | | | | | |
|---|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| <i>Celeus flavescens</i> – IEM | 5(2) | 3 | - | 1,14% | 1,43% | - |
| Ordem Passeriformes | | | | | | |
| Família Thamnophilidae | | | | | | |
| <i>Dysithamnus mentalis</i> – IEM | - | 2 | 2 | - | 0,95% | 1,28% |
| <i>Thamnophilus caerulescens</i> – IEM | 2 | 4 | - | 0,76% | 1,91% | - |
| <i>Myrmoderus squamosus</i> – IEM | - | 1 | - | - | 0,48% | - |
| <i>Pyriglena leucoptera</i> – ISb | - | 7 | 1 | - | 3,49% | 0,64% |
| <i>Drymophila squamata</i> – ISb | - | 4 | 1 | - | 1,91% | 0,64% |
| Família Formicariidae | | | | | | |
| <i>Formicarius colma</i> – IS | - | 2 | - | - | 0,95% | - |
| Família Dendrocolaptidae | | | | | | |
| <i>Dendrocincla turdina</i> – IEM | - | 10(3) | 16(4) | - | 3,35% | 7,69% |
| <i>Xiphorhynchus fuscus</i> – IEM | - | 3(1) | 8(2) | - | 0,95% | 3,85% |
| <i>Xiphocolaptes albicollis</i> – IEM | - | 2(1) | 1 | - | 0,48% | 0,64% |
| Família Xenopidae | | | | | | |
| <i>Xenops minutus</i> – IEM | - | 2 | 3 | - | 0,95% | 1,92% |
| <i>Xenops rutilans</i> – IEM | 3(2) | - | - | - | 0,38% | - |
| Família Furnariidae | | | | | | |
| <i>Furnarius rufus</i> – IS | 2 | - | - | 0,76% | - | - |
| <i>Automolus leucophthalmus</i> – ISb | - | - | 5 | - | - | 3,2% |
| <i>Anabacerthia lichtensteini</i> – IEM | - | - | 1 | - | - | 0,64% |
| <i>Philydor atricapillus</i> – IEM | - | 4 | 2 | - | 1,91% | 1,28% |
| <i>Cichlocolaptes leucophrus</i> – IEM | - | 1 | - | - | 0,48% | - |
| Família Pipridae | | | | | | |
| <i>Manacus manacus</i> – FEM | - | 10 | - | - | 4,78% | - |
| <i>Chiroxiphia caudata</i> – FEM | - | 11(1) | 7 | - | 4,78% | 4,49% |
| Família Onychorhynchidae | | | | | | |
| <i>Myiobius barbatus</i> – IEM | - | 4 | 13(2) | - | 1,91% | 7,05% |
| Família Tityridae | | | | | | |
| <i>Schiffornis virescens</i> – OEM | - | 15(3) | 1 | - | 5,74% | 0,64% |
| <i>Pachyramphus validus</i> – IEM | 3 | - | - | 1,14% | - | - |
| Família Cotingidae | | | | | | |
| <i>Carpornis melanocephala</i> – GFC | - | - | 1 | - | - | 0,64% |
| Família Platyrinchidae | | | | | | |
| <i>Platyrinchus mystaceus</i> – IEM | - | - | 2 | - | - | 1,28% |
| Família Rhynchocyclidae | | | | | | |
| <i>Mionectes rufiventris</i> – IEM | 2 | 5 | 3 | 0,76% | 2,39% | 3,2% |
| <i>Leptopogon amaurocephalus</i> - IEM | - | 4(2) | 2 | - | 0,95% | 1,28% |
| <i>Phylloscartes kronei</i> – IC | - | 2 | - | - | 0,95% | - |
| <i>Phylloscartes oustaleti</i> – IC | - | - | 1 | - | - | 0,64% |
| <i>Camptostoma obsoletum</i> – IEM | 1 | - | - | 0,38% | - | - |
| <i>Elaenia flavogaster</i> – OC | 6(1) | 1 | - | 1,90% | 0,48% | - |
| <i>Elaenia parvirostris</i> – OC | 1 | - | - | 0,38% | - | - |
| <i>Elaenia mesoleuca</i> – OC | 3(1) | 1 | - | 0,76% | 0,48% | - |
| <i>Elaenia obscura</i> – OC | 6(1) | - | - | 1,90% | - | - |
| <i>Attila rufus</i> – IEM | 1 | 2 | - | 0,38% | 0,95% | - |
| <i>Myiarchus swainsoni</i> – IEM | 6 | - | - | 2,28% | - | - |
| <i>Myiarchus ferox</i> – IEM | 4(1) | - | - | 1,14% | - | - |
| <i>Pitangus sulphuratus</i> – OC | 21 | - | - | 7,98% | - | - |
| <i>Myiodinastes maculatus</i> – OC | 1 | - | - | 0,38% | - | - |
| <i>Tyrannus melancholicus</i> – IC | 14(1) | - | - | 4,94% | - | - |
| <i>Empidonomus varius</i> – OC | 2 | - | - | 0,76% | - | - |
| <i>Fluvicola nengeta</i> – IS | 1 | - | - | 0,38% | - | - |
| <i>Cnemotriccus fuscatus</i> – ISb | - | 3 | - | - | 1,43% | - |
| <i>Lathrotriccus euleri</i> – ISb | - | 8 | - | - | 3,83% | - |

| | | | | | | |
|--|--------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Família Vireonidae | | | | | | |
| <i>Vireo chivi</i> – OC | 3 | 3 | - | 1,14% | 1,43% | - |
| Família Corvidae | | | | | | |
| <i>Cyanocorax caeruleus</i> – OEM | 2 | - | - | 0,76% | - | - |
| Família Hirundinidae | | | | | | |
| <i>Stelgidopteryx ruficollis</i> – IDA | 3 | - | - | 1,14% | - | - |
| Família Troglodytidae | | | | | | |
| <i>Cantorchilus longirostris</i> – ISb | - | 4 | - | - | 1,91% | - |
| Família Turdidae | | | | | | |
| <i>Turdus flavipes</i> – OEM | 17 | 8 | 5 | 6,46% | 3,83% | 3,2% |
| <i>Turdus rufiventris</i> – OEM | 23(5) | 8 | - | 6,84% | 3,83% | - |
| <i>Turdus amaurochalinus</i> – OEM | 34(6) | 1 | - | 10,6% | 0,48% | - |
| <i>Turdus albicollis</i> – OEM | 5 | 31(4) | 42(9) | 1,90% | 15,8% | 21,1% |
| Família Parulidae | | | | | | |
| <i>Geothlypis aequinoctialis</i> – ISb | - | 1 | - | - | 0,48% | - |
| <i>Myiothlypis rivularis</i> – IS | - | - | 3 | - | - | 1,93% |
| Família Icteridae | | | | | | |
| <i>Cacicus haemorrhous</i> – OC | 1 | - | - | 0,38% | - | - |
| <i>Molothrus bonariensis</i> – OS | 2 | - | - | 0,76% | - | - |
| Família Thraupidae | | | | | | |
| <i>Tangara cyanocephala</i> – OC | 1 | - | - | 0,38% | - | - |
| <i>Tangara sayaca</i> – OC | 16(5) | 3 | - | 4,18% | 1,43% | - |
| <i>Tangara cyanoptera</i> – OC | - | 1 | - | - | 0,48% | - |
| <i>Tangara palmarum</i> – OC | 1 | - | - | 0,38% | - | - |
| <i>Tangara peruviana</i> – OC | 1 | - | - | 0,38% | - | - |
| <i>Conirostrum bicolor</i> – IEM | 2 | - | - | 0,76% | - | - |
| <i>Trichothraupis melanops</i> – OSb | 1 | 8 | 11 | 0,38% | 3,83% | 7,05% |
| <i>Lanio cristatus</i> – OEM | - | 3 | - | - | 1,43% | - |
| <i>Tachyphonus coronatus</i> – OEM | 4 | 6(1) | - | 1,52% | 2,39% | - |
| <i>Ramphocelus bresilius</i> – OEM | 33(13) | 1 | - | 7,6% | 0,48% | - |
| <i>Tersina viridis</i> – OEM | 1 | - | - | 0,38% | - | - |
| <i>Coereba flaveola</i> – N | - | - | 1 | - | - | 0,64% |
| Família Cardinalidae | | | | | | |
| <i>Habia rubica</i> – OSb | - | 1 | 6(1) | - | 0,48% | 3,2% |
| Família Fringillidae | | | | | | |
| <i>Euphonia violacea</i> – OEM | 1 | 7 | - | 0,38% | 3,35% | - |
| <i>Euphonia pectoralis</i> – OEM | - | 2 | 2 | - | 0,95% | 1,28% |
| Total | 263 | 209 | 156 | | | |

As espécies capturadas foram enquadradas em 17 guildas, sendo a mais representativa “Insetívoros de estrato médio” (n=21), seguido por “Onívoros de copa” (n=14) e “Onívoros de estrato médio” (n=13) (TABELA 1). Ao analisarmos cada um dos ecossistemas, a guilda mais representativa no manguezal foi a de “Onívoros de copa” (n=13), seguido por “Insetívoros de estrato médio” (n=11) e “Onívoros de estrato médio” (n=10). Na restinga a guilda mais representativa foi a de “Insetívoros de copa” (n=13), seguida por “Onívoros de estrato médio” (n=10) e “Insetívoros de sub-bosque” (n=07), enquanto que na floresta foi “Insetívoros de estrato médio” (n=10), seguida por “Onívoros de estrato médio” (n=04), “Nectarívoros” e “Insetívoros de sub-bosque”

(n=03). O percentual de espécies e a abundância relativa obtida dentro de cada guilda para os três ecossistemas encontra-se representada na FIGURA 2.

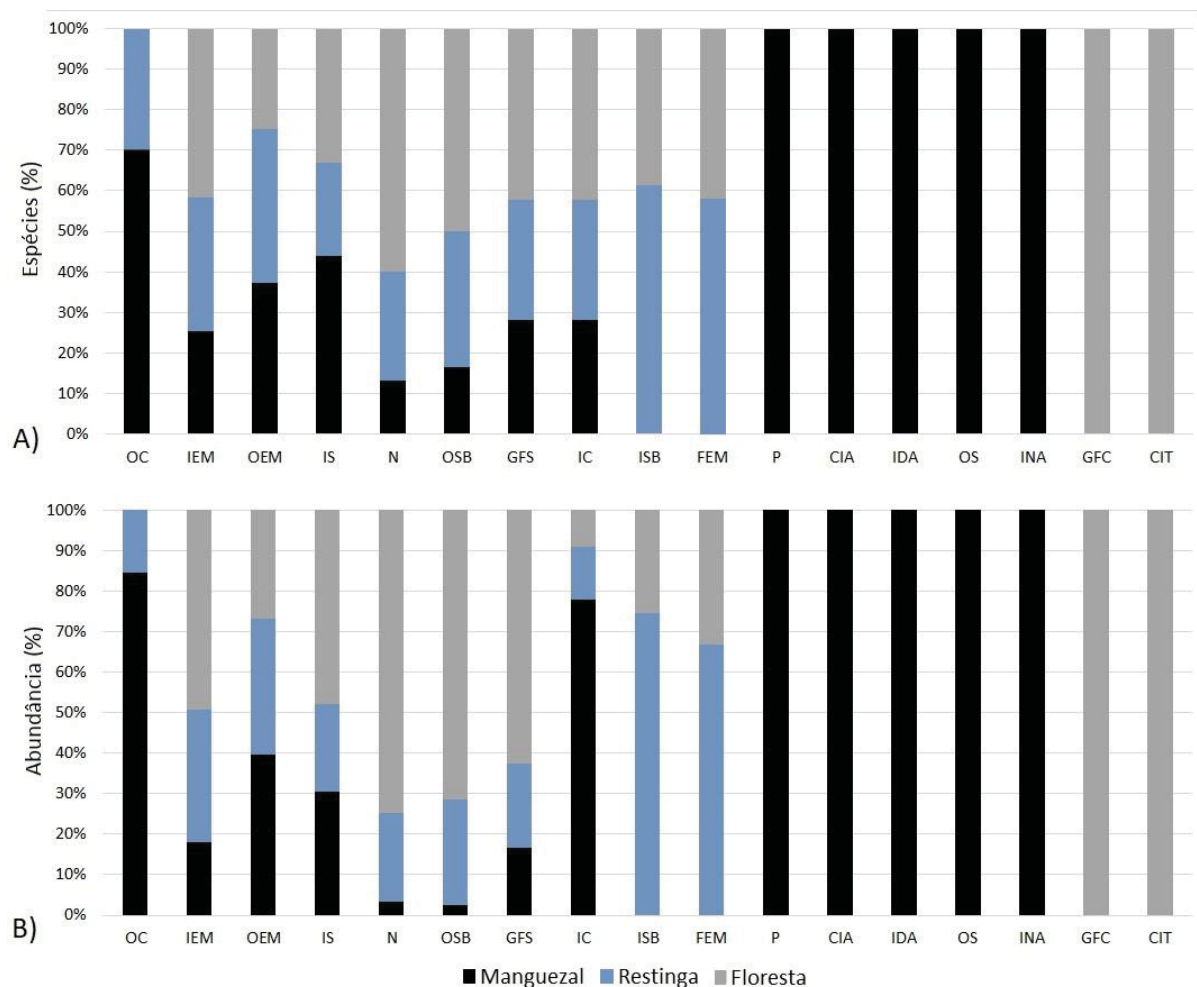


FIGURA 2. Percentual de espécies (A) e abundância relativa (B) das espécies capturadas com redes-de-neblina dentro de cada guilda nos ecossistemas de manguezal, restinga e floresta. Legenda: **OC** (Onívoros de copa), **IEM** (Insetívoros de estrato médio), **OEM** (Onívoros de estrato médio), **IS** (Insetívoros de solo), **N** (Nectarívoros), **OSB** (Onívoro de sub-bosque), **GFS** (Grandes frugívoros de solo), **IC** (Insetívoros de copa), **ISB** (Insetívoros de sub-bosque), **FEM** (Frugívoros de estrato médio), **P** (Piscívoros), **CIA** (Consumidores de invertebrados aquáticos), **IDA** (Insetívoros diurnos aéreos), **OS** (Onívoro de solo), **INA** (Insetívoros noturnos aéreos), **GFC** (Grandes frugívoros de copa) e **CIT** (Consumidores de invertebrados terrestres).

Baseado nos resultados da análise de PERMANOVA, houve diferença significativa da riqueza de espécies e da abundância relativa de aves entre os ecossistemas de manguezal, restinga e floresta (TABELA 2 e FIGURA 3).

TABELA 2. Análise de PERMANOVA calculada a partir de uma matriz de similaridade de Jaccard para a riqueza de espécies e abundância relativa de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) entre os ecossistemas de manguezal, restinga e floresta. Diferenças significativas destacadas em negrito.

| | GI | SQ | QM | F | P |
|-----------------------------------|----|--------|--------|--------|---------------|
| Riqueza - Ano 1 | | | | | |
| Ecossistemas | 2 | 2.5664 | 1.2832 | 3.6095 | 0.0001 |
| Riqueza - Ano 2 | | | | | |
| Ecossistemas | 2 | 2.4505 | 1.2252 | 3.232 | 0.0001 |
| Abundância Relativa- Ano 1 | | | | | |
| Ecossistemas | 2 | 2.7331 | 1.3666 | 4.1096 | 0.0001 |
| Abundância Relativa- Ano 2 | | | | | |
| Ecossistemas | 2 | 2.7491 | 1.3745 | 3.8671 | 0.0001 |

Espécies

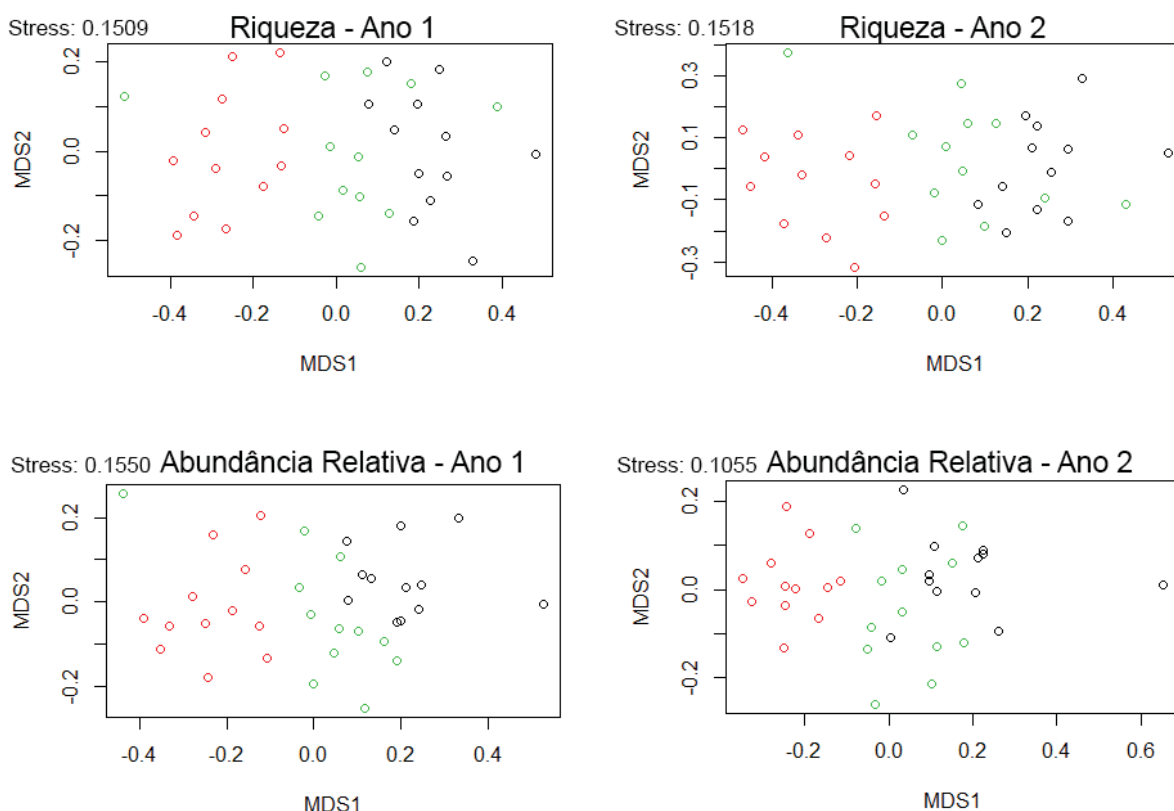


FIGURA 3. Representações gráficas das Análises Multidimensionais Não Métricas (NMDS) referente à riqueza de espécies e à abundância relativa de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) nos ecossistemas de manguezal (○), restinga (○) e floresta (○).

Diferenças significativas também foram obtidas quanto a riqueza de espécies e a abundância relativa dentro das guildas entre os ecossistemas de manguezal, restinga e floresta (TABELA 3 e FIGURA 4).

TABELA 3. Análise de PERMANOVA calculada a partir de uma matriz de similaridade de Jaccard para a riqueza de espécies e a abundância relativa de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) dentro das guildas entre os ecossistemas de manguezal, restinga e floresta. Diferenças significativas destacadas em negrito.

| | GI | SQ | QM | F | P |
|-----------------------------------|----|-------|-------|-------|---------------|
| Riqueza - Ano 1 | | | | | |
| Ecosistemas | 2 | 8.518 | 6.692 | 4.502 | 0.0001 |
| Riqueza - Ano 2 | | | | | |
| Ecosistemas | 2 | 9.11 | 7.171 | 4.463 | 0.0001 |
| Abundância Relativa- Ano 1 | | | | | |
| Ecosistemas | 2 | 8.39 | 6.341 | 5.334 | 0.0001 |
| Abundância Relativa- Ano 2 | | | | | |
| Ecosistemas | 2 | 8.69 | 6.634 | 5.134 | 0.0001 |

Guildas

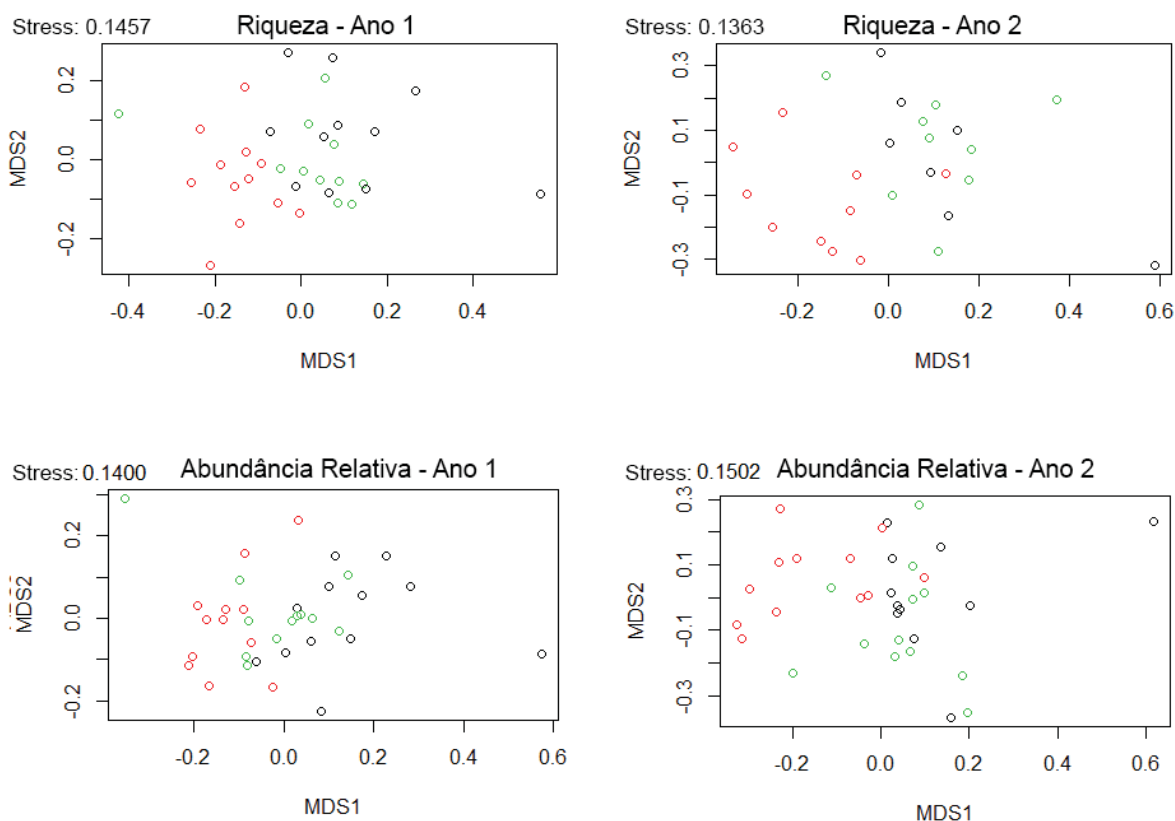


FIGURA 4. Representações gráficas das Análises Multidimensionais Não Métricas (NMDS) referente a riqueza de espécies e a abundância relativa de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) dentro das guildas nos ecossistemas de manguezal (●), restinga (●) e floresta (●).

Sazonalmente houve oscilação quanto a riqueza de espécies e a abundância de aves entre os ecossistemas. No manguezal os menores valores foram obtidos de janeiro a março (verão e início do outono), tendo um aumento a partir de abril (outono) (FIGURA 5A). Na restinga, no período de junho a agosto (inverno) houve menos capturas e espécies, tendo os maiores picos em setembro (primavera) e fevereiro (verão) (FIGURA 5B). Já na floresta, o período de dezembro a abril (verão e outono) concentrou os menores valores, aumentando a partir de maio (inverno e primavera) (FIGURA 5C).

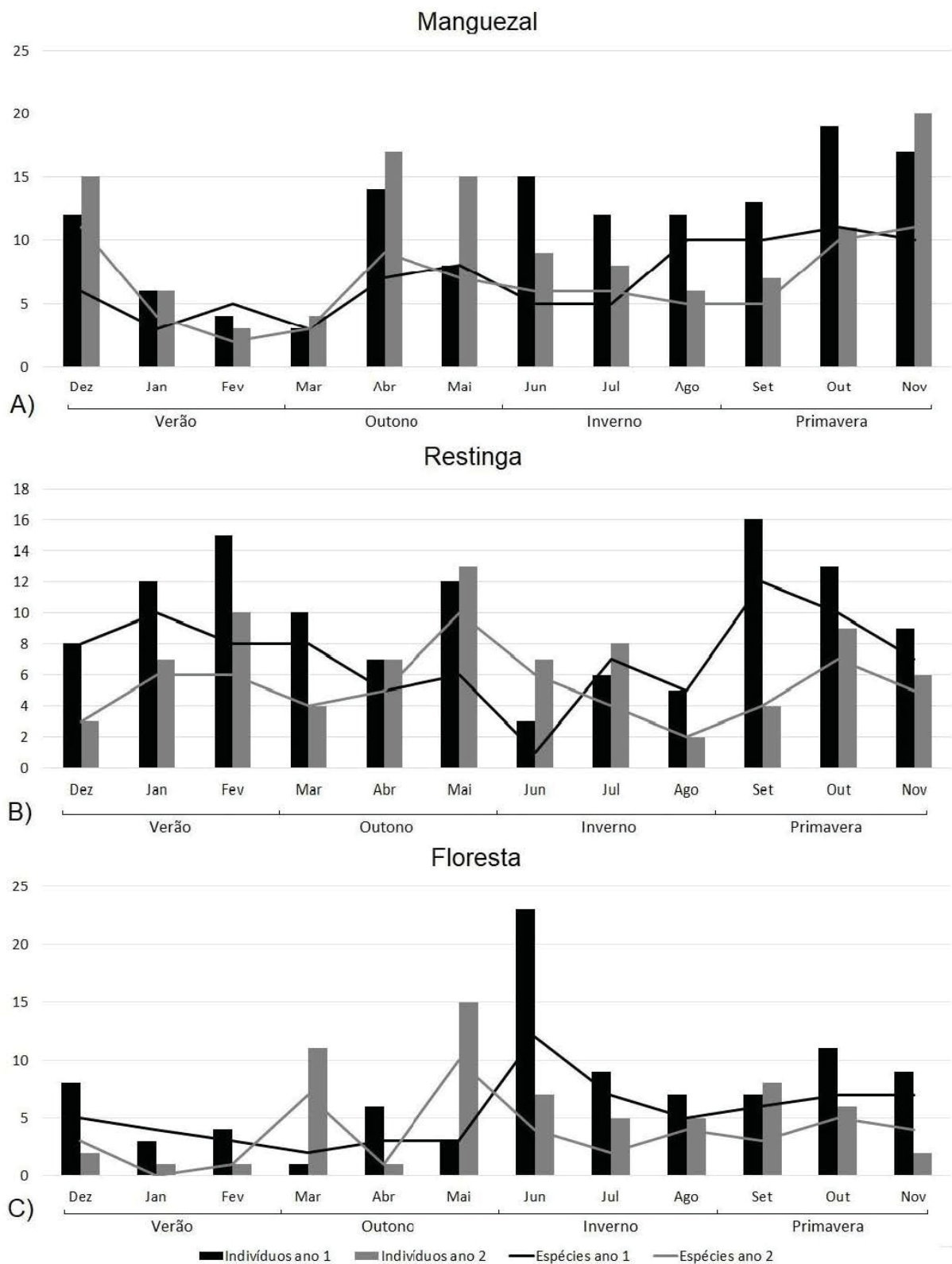


FIGURA 5. Variação sazonal do número de indivíduos e de espécies de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) nos ecossistemas de manguezal (A), restinga (B) e floresta (C).

No ecossistema manguezal, a variação do número de guildas ao longo do ano foi menos expressiva, com os maiores valores concentrados no período de inverno e primavera. Já de janeiro a maio (verão e outono), o número foi mais constante (três guildas) no primeiro ano e com pouca variação no segundo (FIGURA 6A). Nos ecossistemas restinga e floresta a riqueza de guildas oscilou mais ao longo do ano, concentrando o maior número no período de verão e inverno, respectivamente (FIGURA 6B e 6C).

Ainda no contexto de guilda, no que se refere ao item alimentar predominante que compõem a dieta das espécies, não foi observado alterações que levassem a enquadrá-las em guildas distintas no decorrer do ano.

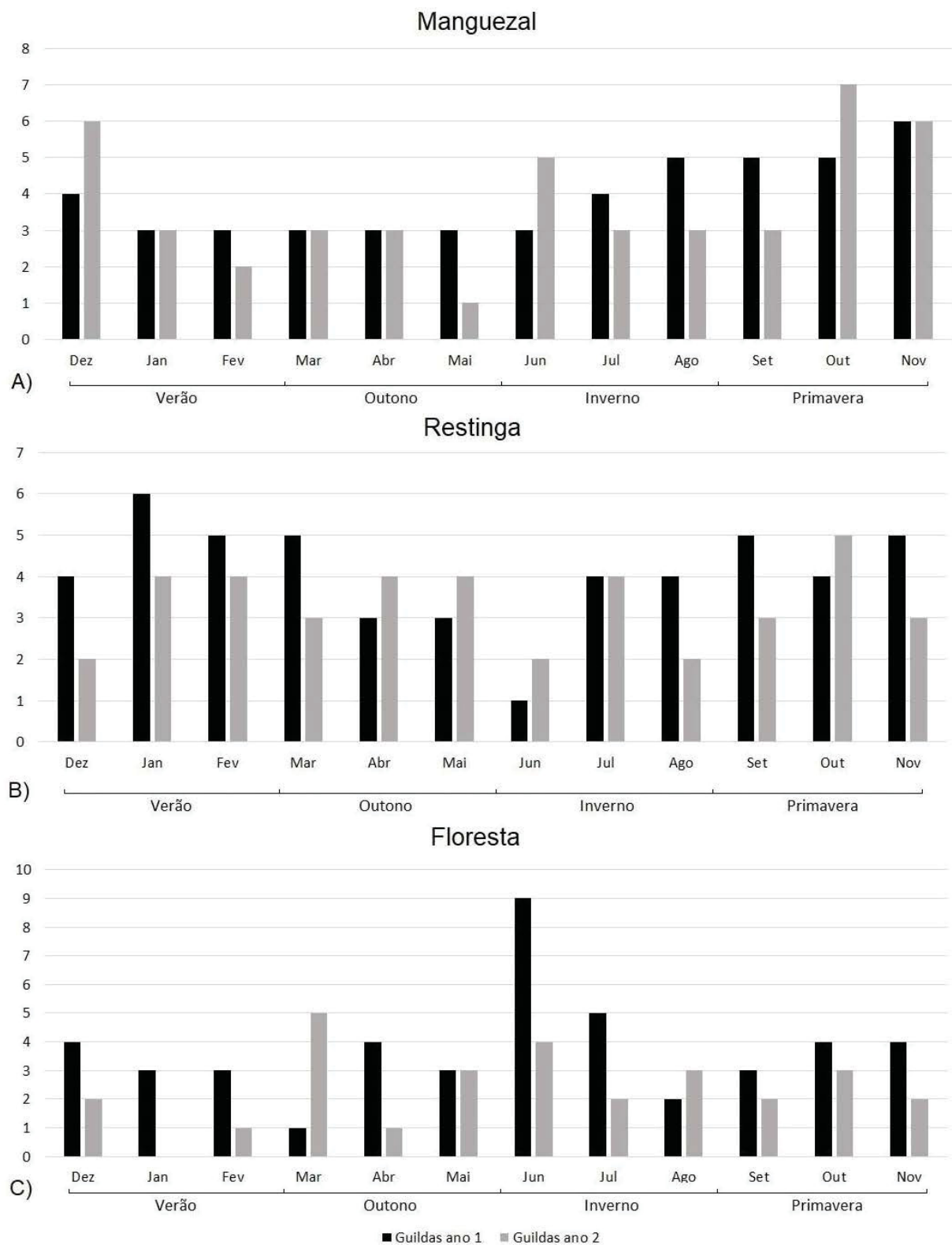


FIGURA 6. Variação sazonal do número guildas registradas nos ecossistemas de manguezal (A), restinga (B) e floresta (C) do Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP).

Dentro de cada ecossistema, houve variação quanto ao número de aves capturadas por guilda entre as estações do ano. No manguezal, “Onívoros de copa” e

“Onívoros de estrato médio”, que concentraram o maior número de indivíduos capturados, tiveram os maiores valores na primavera e os menores valores no verão (FIGURA 7).

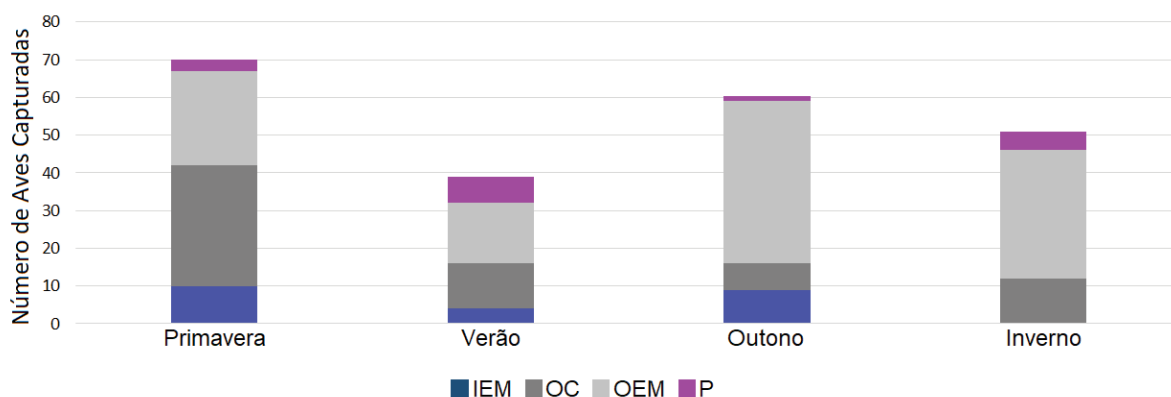


FIGURA 7. Número de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) ao longo das estações do ano nas quatro guildas mais representativas no ecossistema de manguezal. Legenda: **IEM** (Insetívoros de estrato médio), **OC** (Onívoros de copa), **OEM** (Onívoros de estrato médio) e **P** (Piscívoros).

Na restinga, a guilda com o maior número de indivíduos capturados foi “Onívoros de estrato médio”, seguido por “Insetívoros de estrato médio”. Os maiores valores se concentraram na primavera e verão, respectivamente, enquanto que os menores valores foram obtidos no inverno (FIGURA 8).

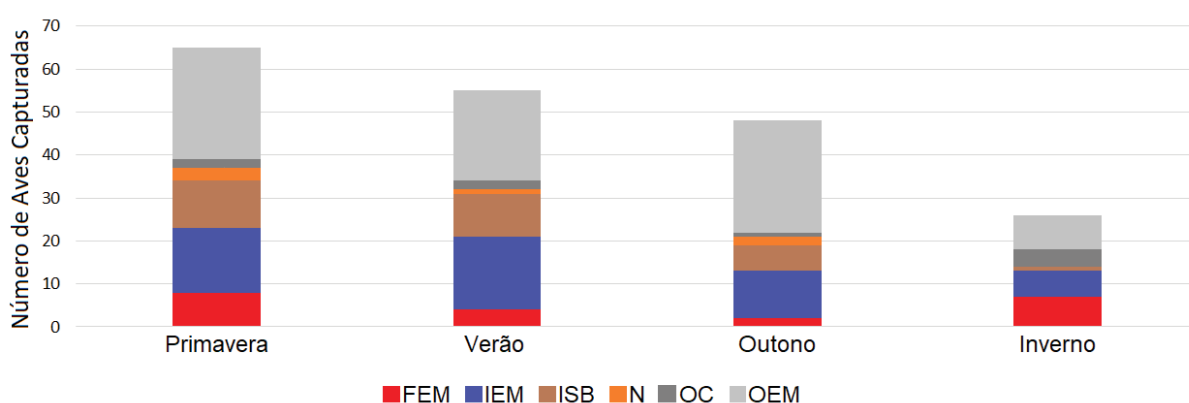


FIGURA 8. Número de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) ao longo das estações do ano nas seis guildas mais representativas no ecossistema de restinga. Legenda: **FEM** (Frugívoros de estrato médio), **IEM** (Insetívoros de estrato médio), **ISb** (Insetívoros de sub-bosque), **N** (Nectarívoros), **OC** (Onívoros de copa) e **OEM** (Onívoros de estrato médio).

No ecossistema florestal a guilda que reuniu o maior número de indivíduos capturados foi “Insetívoros de estrato médio” seguida por “Onívoros de estrato médio”. Os maiores valores se concentraram na primavera e inverno, respectivamente, enquanto que os menores valores foram obtidos no verão (FIGURA 9).

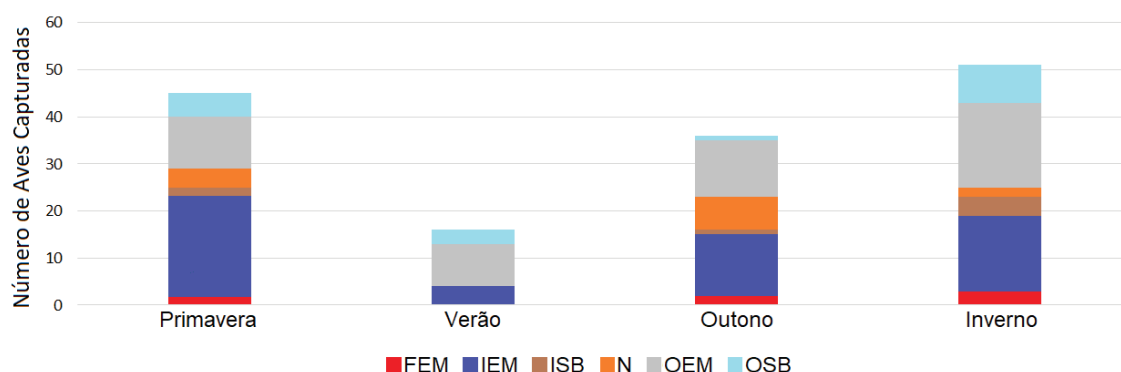


FIGURA 9. Número de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) ao longo das estações do ano nas seis guildas mais representativas no ecossistema de floresta. Legenda: **FEM** (Frugívoros de estrato médio), **IEM** (Insetívoros de estrato médio), **ISb** (Insetívoros de sub-bosque), **N** (Nectarívoros), **OEM** (Onívoros de estrato médio) e **OSb** (Onívoros de sub-bosque).

4 DISCUSSÃO

A maior riqueza de espécies, bem como o maior número de aves capturadas no Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP) pertence a ordem Passeriformes (69 espécies e 567 capturas). Tais números podem ser justificados pelo fato de que esta ordem engloba um maior número de espécies quando comparada às demais (PIACENTINI *et al.* 2014) e por reunir elementos com características mais suscetíveis à captura com redes-de-neblina, como um pequeno porte e maior diversificação na exploração dos estratos florestais (KARR 1979; 1981; DUNN & RALPH 2004).

A riqueza de espécies e a abundância relativa de aves diferiram entre os ecossistemas de manguezal, restinga e floresta em ambos os anos amostrados. Variações na riqueza de espécies (MCCAINE 2009; MCCAINE & GRYTNES 2010; SANDER & RAHBEK 2012; CUETO & GOROSITO 2018; KATUAL *et al.* 2018) e de abundância (LOISELLE & BLAKE 1991; CHAVES-CAMPOS 1994; WILLIAMS *et al.* 2010; CUETO & GOROSITO 2018) são comumente citados em áreas com uma ampla variação altitudinal. Porém, no presente caso, mesmo os três ecossistemas variando

apenas de 2 a 50 m de altitude, variações na fitofisionomia criam nichos que permitem a utilização diferenciada dos ecossistemas disponíveis.

Sazonalmente, os ecossistemas tiveram meses específicos que concentraram um maior ou menor número de capturas. Diante disso, mesmo que não tenha ocorrido nenhuma recaptura em um ecossistema diferente do qual a ave inicialmente foi marcada, podemos supor que existe um fluxo de indivíduos entre os ecossistemas. Isso se baseia nas oscilações de riqueza e abundância que se mostraram em uma relação inversa, onde de setembro a fevereiro (primavera e verão) a restinga concentrou o maior número de aves capturadas, enquanto que no manguezal e floresta, o verão foi o período com menos capturas. Já o período de inverno, as capturas reduziram na restinga e aumentaram no manguezal e na floresta.

Migrações de aves entre fitofisionomias diferentes de uma mesma área geográfica foram diagnosticados em diferentes ambientes florestais ao redor do mundo, como em Bencke & Kindel (1999) na Floresta Atlântica do Rio Grande do Sul; Blake & Loiselle (2000) nas florestas tropicais da Costa Rica; Almazán-Núñez *et al.* (2015) nas florestas mexicanas; Katuwal *et al.* (2016) nas florestas de altitude do Nepal e Boyle (2017) nas florestas norte-americanas. Nesse contexto, os fatores ligados a tais migrações normalmente estão associados à disponibilidade de recursos, como a frutificação de determinadas espécies de plantas que acabam servindo de um atrativo para as aves (LOISELLE & BLAKE 1991). Uma segunda causa, mas que também está associada com a disponibilidade de recursos, são variações de temperatura e umidade que acarretam uma maior abundância de insetos em ambientes específicos (JOHNSON & SHERRY 2001).

No presente estudo, baseado em observações feitas em campo, existe uma redução drástica na quantidade de insetos na restinga entre os meses de maio e agosto (Observação pessoal), o que pode levar as aves a se deslocarem para o manguezal, onde tal redução é menos visível. O mesmo período do ano também é carente de frutos na restinga, enquanto que na floresta, algumas espécies dos gêneros *Myrcia* e *Myrcine* estão em período de frutificação (Observação pessoal). Da mesma forma, nas bordas dos manguezais, é comum ocorrer exemplares de *Schinus terebinthifolia* (aroeira), cuja frutificação se concentra principalmente entre maio e agosto (Observação Pessoal). Em ambos os casos, os frutos são consumidos por uma ampla variedade de aves (ver capítulo 4), o que também explicaria o deslocamento das aves para os ecossistemas citados.

Um exemplo de migração documentada por nós envolve o gênero *Turdus*, que concentrou 28% do total de indivíduos capturados (n=175). *Turdus flavipes* (sabiá-una), teve sua ocorrência no manguezal concentrada principalmente nos meses de abril, maio e junho (88% do total de capturas no ecossistema). Já na primavera e verão, 89% das capturas se concentraram em áreas de restinga e floresta. Com isso, provavelmente, a espécie se deslocou para o manguezal nesse período influenciada pela frutificação de *S. terebinthifolia*, uma vez que vários indivíduos foram registrados se alimentando do fruto. Tal constatação contradiz em partes o fato comumente citado de que a espécie segue a frutificação de *Euterpe edulis* (palmito-juçara) (SICK 2001), uma vez que o pico de frutos maduros da espécie na restinga e floresta se concentra de fevereiro a junho na Ilha do Cardoso (CASTRO *et al.* 2007), mesmo período em que a abundância de *T. flavipes* se elevou no manguezal. Fenômeno semelhante já havia sido relatado no sul da Espanha, onde o congênere *Turdus philomelos* demonstrou capacidade de detectar rapidamente variações na abundância de frutos, o que ocasionou flutuações periódicas na abundância da espécie (REY 1995). Com isso, mesmo que *T. flavipes* seja um consumidor e potencial dispersor de *E. edulis* (ROTHER *et al.* 2015), a disponibilidade de outros recursos pode também influenciar no seu deslocamento e gerar flutuações na abundância da espécie dentro dos ecossistemas.

A riqueza de espécies e a abundância de indivíduos dentro das guildas também apresentaram diferenças significativas entre os ecossistemas amostrados. Da mesma forma que discutido anteriormente em nível de espécie, tais variações são comumente detectadas em grandes amplitudes de altitude (LOISELLE & BLAKE 1991; NOON 1981; SAM *et al.* 2017; KATUAL *et al.* 2018; SANTILLÁN *et al.*, 2018). Em uma escala global, Kissling *et al.* (2011) detectaram variações de riqueza na composição de guildas alimentares de aves ao longo de gradientes longitudinais de clima e vegetação. Fazendo uma analogia com nossos resultados, os ecossistemas amostrados na Ilha do Cardoso mesmo estando próximos, apresentam microclimas que diferem em relação a umidade, salinidade e temperatura, além de possuírem fitofisionomias específicas, contribuindo assim para as variações de riqueza e abundância nas guildas detectadas.

Os manguezais concentraram o maior número de guildas registradas (n=13), seguido da floresta (n=11) e restinga (n=10). Tal resultado chama a atenção partindo do fato de que habitats mais complexos oferecem um maior número de nichos a serem

explorados pelas espécies quando comparados a habitats mais simples (AUGUST, 1983; ROTH 1976; PAGLIA *et al.* 1995; SHIMELIS *et al.* 2013) e, o manguezal, comparado aos demais ecossistemas, apresenta uma fitofisionomia mais simplificada. Uma das possíveis explicações para esse resultado, seria que o manguezal recebe o aporte de espécies pertencentes a diferentes guildas vindas dos entornos ao longo de todo ano e, mesmo que estas não residam no ecossistema, o utilizam como uma expansão das suas áreas de vida.

Em um estudo realizado no Parque Estadual Carlos Botelho, localizado na porção sudeste do Estado de São Paulo, Antunes *et al.* (2011) amostraram dois gradientes florestais em diferentes altitudes (floresta montana e submontana) e não obtiveram diferenças significativas de riqueza em nível de espécie e de guildas. Diante disso, partindo do pressuposto de que as capturas na Ilha do Cardoso ocorreram no ecossistema florestal a uma altitude máxima de 50 m, podemos supor que dentro das limitações da técnica de captura com redes-de-neblina, os resultados podem refletir uma ideia do que ocorre dentro do ecossistema como um todo, havendo talvez o acréscimo de algumas espécies pontuais caso fossem realizadas capturas em altitudes superiores, mas que provavelmente não interfeririam no número de guildas registradas.

As espécies de aves registradas mantiveram ao longo do ano as mesmas características que as enquadraram em suas respectivas guildas, seja pelos itens alimentares explorados ou pelo ambiente de forrageamento. Resultado diferente foi obtido por De Casenave *et al.* (2008) na Província de Mendoza, Argentina, onde em períodos de escassez de recursos, as espécies de aves passaram a explorar os recursos disponíveis naquele momento, o que gerou uma alteração na guilda a qual se enquadravam. Contudo, se considerarmos que as duas localidades em questão apresentam características ambientais e fitofisionômicas distintas, mesmo que a Floresta Atlântica apresente oscilações na disponibilidade de recurso ao longo do ano, não chegam a ser tão drásticas a ponto de que as espécies necessitem alterar sua dieta. Provavelmente, o maior consumo de determinados itens alimentares possa ocorrer apenas durante o período reprodutivo, onde as espécies de aves tendem a consumir uma dieta mais proteica, visando principalmente a alimentação de sua prole (SICK 2001).

Avaliando as guildas em relação ao número de aves capturadas, observa-se resultados opostos em relação ao número de espécies que as compõem, isto é, a

guilda com mais espécies não necessariamente concentrou o maior número de capturas. Tais resultados se devem principalmente à dominância de indivíduos capturados das famílias Turdidae, Rhynchocyclidae e Thraupidae em relação às demais, fazendo que “Onívoros de estrato médio” e “Onívoros de copa” estejam entre as guildas mais representativas nos três ecossistemas. Espécies do gênero *Turdus* são citadas comumente como as mais abundantes dentro das comunidade em estudos realizados nas regiões sudeste e sul do Brasil, como por Alves (2001) em Ilha Grande (RJ); Efe (2001) no Parque Saint' Hilaire (RS); Efe *et al.* (2007) na Área de Proteção Ambiental do Ibirapuitã (RS); Bispo & Scherer-Neto (2010) no sudeste do Estado do Paraná e Vogel *et al.* (2012) na região sul do Estado do Paraná. Em tais estudos, a exemplo do que foi observado por nós, *T. rufiventris* e *T. amaurochalinus* estão associadas a ambientes abertos e de borda e *T. albicollis* e *T. flavipes* a ambientes florestais. Os mesmos autores também reportam as famílias Rhynchocyclidae (até então considerada como Tyrannidae) e Thraupidae com elevada riqueza de espécies e abundância de indivíduos. Sendo assim, a dominância das três famílias pode ser atribuída ao fato de existir uma abundância maior de algumas espécies dentro da comunidade somado a questões ecológicas que possam contribuir para a sua captura, como uma maior diversificação na exploração dos estratos florestais e deslocamento mais ativo dentro do ecossistema (KARR 1979; 1981; DUNN & RALPH 2004).

Estudos realizados em ambientes florestais comumente citam oscilações na dominância de determinadas guildas alimentares sazonalmente quanto a riqueza e abundância (LOISELLE & BLAKE 1998; MALIZIA 2001; GIRMA *et al.* 2017; ALMAZÁN-NÚÑEZ 2018), onde a disponibilidade de recurso atua como o principal fator que leva a tais variações. Tendo como base apenas o regime alimentar das espécies, “onívoros” dominam praticamente todas as estações ao longo do ano nos ecossistemas, salvo apenas a primavera e o outono na floresta, com o predomínio de Insetívoros. A dominância de onívoros na Ilha do Cardoso é esperado visto os variados ecossistemas que compõem a ilha, onde espécies que apresentam uma maior plasticidade na exploração de recursos alimentares acabam utilizando os recursos disponíveis de uma maneira mais uniforme. Um segundo fator a se considerar é que a captura com redes-de-neblina acaba selecionando aquelas espécies que ocorrem nos estratos florestais inferiores, onde onívoros comumente

são encontrados graças a sua variação vertical na ocupação dos estratos florestais (KARR 1979; 1981; DUNN & RALPH 2004).

5 CONCLUSÃO

Nossas duas hipóteses iniciais de que (i) a riqueza e a abundância relativa em nível de espécie e de guildas diferem entre os ecossistemas de manguezal, restinga e floresta e de que (ii) a riqueza de espécies, a abundância de indivíduos e o número de guildas variam sazonalmente dentro dos ecossistemas, foram confirmadas.

Em relação aos resultados obtidos entre os ecossistemas, a composição de espécies e as oscilações na riqueza e abundância associadas com fatores ambientais, levam a crer que existe um deslocamento de indivíduos entre os ecossistemas amostrados, influenciado provavelmente pela disponibilidade de recursos. Tal disponibilidade ocorre em períodos mais ou menos definidos ao longo do ano, gerando, portanto, oscilações sazonais de riqueza e abundância.

A dominância da guilda de onívoros nos três ecossistemas quando considerado o número de indivíduos capturados se deve ao fato de que as famílias Turdidae, Rhynchocyclidae e Thraupidae apresentam características ecológicas que favorecem a sua captura. Entre tais características, podemos destacar uma maior capacidade de exploração dos ambientes e de estratos florestais, possibilitando que as espécies ocupem de maneira mais homogênea o ambiente e, conseqüentemente, elevando suas chances de serem capturadas.

Por fim, a manutenção das diferentes fitofisionomias que compõem uma determinada área é fundamental para a manutenção da comunidade de aves como um todo, partindo do pressuposto de que várias espécies são sazonalmente dependentes dos recursos que se encontram disponíveis em cada um dos ecossistemas que a compõem.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB' SÁBER, A. N. Paleoclimas quartenários e pré-história da América tropical - II. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50: p. 821-831, 1990.

ALEIXO, A. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. **Condor**, p. 537-548, 1999.

ALMAZÁN-NÚÑEZ, R. C.; DEL CORO, A. M.; EGUIARTE, L. E.; CORCUERA, P. Distribution of the community of frugivorous birds along a successional gradient in a tropical dry forest in south-western Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 31, n. 1, p. 57-68, 2015.

ALMAZÁN-NÚÑEZ, R. C.; ALVAREZ-ALVAREZ, E. A.; PINEDA-LÓPEZ, R.; CORCUERA, P. Seasonal variation in bird assemblage composition in a dry forest of southwestern Mexico. **Ornitología Neotropical**, v. 29, p. 215-224, 2018.

ALMEIDA, B. J. M.; DE ARRUDA A., B.; SOUZA, A. G.; RUIZ-ESPARZA, J. M.; FERRARI, S. F. Avifauna dos remanescentes das restingas ao longo da zona de expansão urbana de Aracaju, Sergipe. **Scientia Plena**, v. 8, n.12, 2012.

ALVES, M. A. S. Estudo de ecologia de aves na Ilha Grande, Rio de Janeiro. In CÂNDIDO-JR J. F.; STRAUBE, F. C; ROOS, A. L. (Eds.) **Ornitologia e Conservação: da ciência as estratégias**. Tubarão: Editora Unisul. p. 61-68, 2001.

AMORIM, A.M.; JARDIM, J.G.; LOPES, M. M. M.; FIASCHI, P.; BORGES, R. A. X.; PERDIZ, R. O.; THOMAS, W. W. Angiospermas em remanescentes de Floresta Montana no sul da Bahia, Brasil. **Biota Neotropical** v. 9, n. 3, 2009.

ANTUNES, A. Z. Riqueza e dinâmica de aves endêmicas da Mata Atlântica em um fragmento de floresta estacional semidecidual no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 1, p. 61-68, 2007.

ANTUNES, A. Z.; RAPP DE ESTON, M.; GONÇALVES DA SILVA, B.; RODRIGUES DOS SANTOS, A. M. Comparação entre as comunidades de aves de duas fitofisionomias florestais contíguas no Parque Estadual Carlos Botelho, SP. **Neotropical Biology & Conservation**, v. 6, n. 3, 2011.

ARAUJO, D. S. D. D.; MACIEL, N. C.; COELHO, W. F. Manguezais do recôncavo de Bahia de Guanabara. In **Congresso Latino Americano de Botânica**, v. 2, 1977.

ARAÚJO, H. F. P.; RODRIGUES, R. C.; NISHIDA, A. K. Composição da avifauna em complexos estuarinos no estado da Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 14, n. 3, p. 249-259, 2006.

ARGEL-DE-OLIVEIRA, M. M. Frugivoria por aves em um fragmento de Floresta de Restinga no Estado do Espírito Santo, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

ASSIS, M. A.; PRATA, E. M. B.; PEDRONI, F.; SANCHEZ, M.; EISENLOHR, P. V.; MARTINS, F. R.; DOS SANTOS F. A. M.; TAMASHIRO, J. Y.; ALVES, L. F.; VIEIRA, A. S.; PICCOLO, M. C.; MARTINS, S. C.; DE CAMARGO, P. B.; DO CARMO, J. B.; SIMÕES, E.; MARTINELLI, L. A.; JOLY, C. A. Restinga And Lowland Forests In Coastal Plain Of Southeastern Brazil: Vegetation And Environmental Heterogeneity (Florestas De Restinga e De Terras Baixas na Planície Costeira do Sudeste do Brasil: Vegetação E Heterogeneidade Ambiental). **Biota Neotropical**, 2011.

AUGUST, P. V. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology**, v. 64, p. 1495-1507, 1983.

BARROS, F.; MELO, M. M. R. F.; CHIEA, S. A. C.; KIRIZAWA, M.; WANDERLEY, M. G. L.; JUNG-MENDAÇOLLI, S. Flora fanerogâmica da Ilha do Cardoso – Caracterização geral da vegetação e listagem das espécies ocorrentes. **Instituto de Botânica**. São Paulo, v.1, 1991.

BENCKE, G. A.; KINDEL, A. Bird counts along an altitudinal gradient of Atlantic Forest in northeastern Rio Grande do Sul, Brazil. **Ararajuba** v. 7, p. 91-107, 1999.

BERNARDI, J. V. E.; LANDIM, P. M. B.; BARRETO, C. L.; MONTEIRO, R. C. Estudo espacial do gradiente de vegetação do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, SP, Brasil. **HOLOS Environment**, v. 5, n. 1, p. 1-22, 2005.

BIGARELLA, J. J.; ANDRADE-LIMA, D.; RIEHS, P. J. Considerações a respeito das mudanças paleoambientais na distribuição de algumas espécies vegetais e animais no Brasil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** v. 47, p. 411-464, 1975.

BISPO, A. A.; SCHERER-NETO, P. Taxocenose de aves em um remanescente da Floresta com Araucária no Sudeste do Paraná, Brasil. **Biota Neotropical** v. 10, n. 1, p. 121-130, 2010.

BLAKE, J. G.; LOISELLE, B. A. Diversity of birds along an elevational gradient in the Cordillera Central, Costa Rica. **The Auk**, p. 663-686, 2000.

BOYLE, W. A. Altitudinal bird migration in North America. **The Auk**, v. 134, n. 2, p. 443-465, 2017.

BROWN, K.S.; BROWN, G.G. Habitat alteration and species loss in Brazilian Forest. In: WHITMORE, T. C.; SAYER, J. A. (Eds.). **Tropical deforestation and species extinction**. London Chapman and Hall, p.119-142, 1992.

CASTRO, E. R.; GALETTI, M.; MORELLATO, L. P. C. Reproductive phenology of *Euterpe edulis* (Arecaceae) along a gradient in the Atlantic rainforest of Brazil. **Australian Journal of Botany**, v. 55, n. 7, p. 725-735, 2007.

DA SILVA, J. M. C.; DE SOUSA, M. C.; CASTELLETTI, C. H. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South America. **Global Ecology and Biogeography**, v. 13, n. 1, p. 85-92, 2004.

DA SILVA, J. M. C.; RYLANDS, A. B.; DA FONSECA, G. A. The fate of the Amazonian areas of endemism. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 689-694, 2005.

DE CASENAVE, J. L.; CUETO, V. R.; MARONE, L. Seasonal dynamics of guild structure in a bird assemblage of the central Monte desert. **Basic and Applied Ecology**, v. 9, n. 1, p. 78-90, 2008.

D'HORTA, F. M.; CABANNE, G. S.; MEYER, D.; MIYAKI, C. Y. The genetic effects of Late Quaternary climatic changes over a tropical latitudinal gradient: diversification of an Atlantic Forest passerine. **Molecular Ecology**, v. 20, n. 9, p. 1923-1935, 2011.

CHAVES-CAMPOS, J. Elevational movements of large frugivorous birds and temporal variation in abundance of fruits along an elevational gradient. **Ornitologia Neotropical**, v. 15, n. 4, p. 433-445, 2004.

CRACRAFT, J. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. **Ornithological Monographs**, p. 49-84, 1985.

CUETO, V. R., & GOROSITO, C. A. seasonal changes in bird assemblages of a maitenal forest in north patagonia. **bioRxiv**, 2018.

CUSTER, T. W.; OSBORN, R. G.; STOUT, W. F. Distribution, species abundance, and nesting-site use of Atlantic Coast colonies of herons and their allies. **The Auk**, p. 591-600, 1980.

DARIO, F. R. Avifauna em fragmentos florestais da Mata Atlântica no sul do Espírito Santo. **Biotemas**, v. 23, n. 3, p. 05-115, 2010.

DARIO, F. R.; DE VINCENZO, M. C. V. Avian diversity and relative abundance in a restinga forest of Sao Paulo, Brazil. **Tropical ecology**, v. 52, n. 1, p. 25-33, 2011.

DARIO ROSSANO, F.; ALMEIDA, Á. F. D. Avifauna em fragmentos da Mata Atlântica. **Ciência Rural**, v. 32, n. 6, 2002.

DEVELEY, P. F. As aves da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In. MARQUES, O. A. V & DULEBA, W (Eds). **Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto: Ed. Holos, 2004.

DOEBELI, M.; DIECKMANN, U. Speciation along environmental gradients. **Nature** v. 421, p. 259–264, 2003.

DUNN, E. H.; RALPH, C. J. The use of mist nets as a tool for bird population monitoring. **Studies in Avian Biology** v. 29, p. 1-6, 2004.

EFE, M. Inventário e distribuição a avifauna do Parque Saint' Hilaire, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Tangara**, v. 1, n. 1, p. 12-25, 2001.

EFE, M.; OLIVEIRA, A.C; KOCH, M.; FLORES J. M.; SHERER, S. B. Avifauna da Área de Proteção Ambiental do Ibirapuitã, Rio Grande do Sul, Brasil. **Ornithologia** v. 2, n. 1, p. 14-24, 2007.

FADINI, R. F.; MARCO JR., P. Interações entre aves frugívoras e plantas em um fragmento de mata atlântica de Minas Gerais. **Ararajuba**, v.12, n.1, p.15-21, 2004.

FÁVARO, F. L.; ANJOS, L.; LOPES, E. V.; MENDONÇA, L. B.; VOLPATO, G. H. Efeito do gradiente altitudinal/latitudinal sobre espécies de aves florestais da família Furnariidae na Bacia do Rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, p. 261-266, 2006.

GIRMA, Z., MAMO, Y., MENGESHA, G., VERMA, A., ASFAW, T. Seasonal abundance and habitat use of bird species in and around Wondo Genet Forest, south-central Ethiopia. **Ecology and evolution**, v. 7, n. 10, p. 3397-3405, 2017.

GOERCK, J. M. Distribution of birds along an elevational gradient in the Atlantic forest of Brazil: implications for the conservation of endemic and endangered species. **Bird Conservation International**, v. 9, n. 3, p. 235-253, 1999.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P. D. 2001. **PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica**, 2001.

JOHNSON, M. D.; SHERRY, T. W. Effects of food availability on the distribution of migratory warblers among habitats in Jamaica. **Journal of Animal Ecology**, v. 70, n. 4, p. 546-560, 2001.

KARR, J.R. On the use of mist nets in the study of bird communities. **Inland Bird Banding News, Wisner**, v. 51, n. 1, p. 1-10, 1979.

KARR, J.R. Surveying birds with mist nets. **Studies in Avian Biology**, v. 6, p. 62-67, 1981.

KARR, J. R.; FREEMARK, K. E. Habitat selection and environmental gradients: dynamics in the 'stable' tropics. **Ecology**, v. 64, p.1481-1494, 1983.

KATUWAL, H. B.; BASNET, K.; KHANAL, B.; DEVKOTA, S.; RAI, S. K.; GAJUREL, J. P.; NOBIS, M. P. Seasonal changes in bird species and feeding guilds along elevational gradients of the Central Himalayas, Nepal. **PloS one**, v. 11, n. 7, 2016.

KISSLING, W. D.; SEKERCIOGLU, C. H.; JETZ, W. Bird dietary guild richness across latitudes, environments and biogeographic regions. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 3, p. 328-340, 2011.

LEITÃO-FILHO, H. F.; PAGANO, S. N.; CESAR, O.; TIMONI, J. L.; RUEDA, J. J. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão (SP)**. EDUNESP/ EDUNICAMP, São Paulo, 1993.

LEITÃO FILHO, H. F. Diversity of arboreal species in atlantic rain forest. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 66, n. 1, p. 91-96, 1994.

LIMA, B. A avifauna das florestas de resting de Itanhaém/Mongaguá, Estado de São Paulo, Brazil. **Atualidades Ornitológicas**, v. 153, p. 50-54, 2010.

LOISELLE, B. A.; BLAKE, J. G. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. **Ecology**, v. 72, n. 1, p. 180-193, 1991.

MALIZIA, L. R. Seasonal fluctuations of birds, fruits, and flowers in a subtropical forest of Argentina. **The Condor**, v. 103, n. 1, p. 45-61, 2001.

MALLET-RODRIGUES, F.; PARRINI, R.; PACHECO, J. F. Birds of the Serra dos Órgãos, State of Rio de Janeiro, Southeastern Brazil: a review. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, p. 05-35, 2007.

MALLET-RODRIGUES, F.; PARRINI, R.; PIMENTEL, L. M.; BESSA, R. Altitudinal distribution of birds in a mountainous region in southeastern Brazil. **Zoologia**, v. 27, n. 4, 2010.

MARSDEN, S. J.; WHIFFIN, M.; SADGROVE, L.; GUIMARÃES, P. R. JR. Bird community composition and species abundance on two inshore islands in the Atlantic forest region of Brazil. **Ararajuba**, v. 11, p. 29-36, 2004.

MCCAIN, C. M. Global analysis of bird elevational diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 18, n. 3, p. 346-360, 2009.

MCCAIN, C. M.; GRYTNES, J. A. Elevational gradients in species richness. **Encyclopedia of Life Sciences**, p.1-10, 2010.

MESTRE, L. A. M.; KRUL, R.; MORAES, V. S. Mangrove bird community of Paranaguá Bay-Paraná, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 1, p. 75-83, 2007.

MORLEY, R. J. 2000. **Origin and evolution of tropical rain forests**. John Wiley & Sons, Chichester, 362p.

MOTA, J. V. L.; CARVALHO, A. A. F.; TINOCO, M. S. Distribuição e uso de habitat da avifauna na restinga da Reserva Imbassaí, Litoral Norte da Bahia. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 19, n. 3, p. 364-375, 2011.

MOTA, J. V. L.; DE CARVALHO, A. A. F.; TINOCO, M. S. Composição da avifauna e sua relação com áreas manejadas na restinga da Reserva Imbassaí, Litoral Norte da Bahia, Brasil. **Ornithologia**, v. 5, n. 1, p. 6-18, 2012.

NOON, B. R. The distribution of an avian guild along a temperate elevational gradient: the importance and expression of competition. **Ecological Monographs**, v. 51, n. 1, p. 105-124, 1981.

OLMOS, F.; SILVA, R. S. The avifauna of a southeastern Brazilian mangrove. **International Journal of Ornithology**, v. 4, n.3/4, p. 137-207, 2001.

PAGLIA, P.A.; DE MARCO, P.J.; COSTA, F.M.; PEREIRA, R. F.; LESSA, G. Heterogeneidade de estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais. Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 1, p. 67-79, 1995.

PARRINI, R.; PACHECO, J. F. Frugivoria por aves em seis espécies arbóreas do gênero *Miconia* (Melastomataceae) na Mata Atlântica do Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Região Sudeste do Brasil. **Atualidades. Ornitológicas**, v. 159, p. 51-58, 2011.

PEARMAN, P. B. 2002. The scale of community structure: Habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. **Ecological Monographs**, v. 72, p. 19-39.

PIACENTINI, V. Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; MAURÍCIO, G. N.; PACHECO, J. F.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L. F.; BETINI, G. S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A. C.; LIMA, L. M.; PIOLI, D.; SCHUNCK, F.; AMARAL, F. R.; BENCKE, G. A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L. F. A.; STRAUBE, F. C.; CESARI, E. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornithologia-Brazilian Journal of Ornithology**, v. 23, n. 2, p. 90-298, 2015.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017. URL <http://www.R-project.org/>.

REY, P. J. Spatio-temporal variation in fruit and frugivorous bird abundance in olive orchards. **Ecology**, v. 76, n. 5, p. 1625-1635, 1995.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 2003.

ROTH, R.R. Spatial heterogeneity and bird species diversity. **Ecology**, v. 57, p. 773-782, 1976.

ROTHER, D. C.; PIZO, M. A.; JORDANO, P. Variation in seed dispersal effectiveness: the redundancy of consequences in diversified tropical frugivore assemblages. **Oikos**, v. 125, n. 3, p. 336-342, 2016.

SAFFORD, H. D. Brazilian Páramos IV. Phytogeography of the campos de altitude. **Journal of Biogeography**, v. 34, p. 1701-1722, 2007.

SAM, K.; KOANE, B.; JEPPEY, S.; SYKOROVA, J.; NOVOTNY, V. Diet of land birds along an elevational gradient in Papua New Guinea. **Scientific reports**, v. 7, 2017.

SANDERS, N. J.; RAHBEK, C. The patterns and causes of elevational diversity gradients. **Ecography**, v. 35, n. 1, p. 1-3, 2012.

SANTILLÁN, V.; QUITIÁN, M.; TINOCO, B. A.; ZÁRATE, E.; SCHLEUNING, M.; BÖHNING-GAESE, K.; NEUSCHULZ, E. L. Spatio-temporal variation in bird assemblages is associated with fluctuations in temperature and precipitation along a tropical elevational gradient. **PloS one**, v. 13, n. 5, 2018.

SHIMELIS, A.; PINARD, M.; ASEFA, A. Impact of forest structure simplification on bird species richness in the Harena Forest of the Bale Mountains National Park (BMNP), South Eastern Ethiopia. **Nature Environment and Pollution Technology**, v. 12, n. 2, p. 321, 2013.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2001.

STRAUBE, F. C. Conservação de aves no litoral-sul do Estado do Paraná (Brasil). **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 33, n. 1, p. 159-173, 1990.

STRAUBE, F. C. Avifauna da área especial de interesse turístico do Marumbi (Paraná, Brasil). **Atualidades Ornitológicas**, v. 113, p. 12-34, 2003.

STRAUBE, F. C.; URBEN-FILHO, A. Avifauna da Reserva Natural Salto Morato (Guaraqueçaba, Paraná). **Atualidades Ornitológicas**, v. 124, p. 12, 2005.

VASCONCELOS, M. F. D.; RODRIGUES, M. Patterns of geographic distribution and conservation of the open-habitat avifauna of southeastern Brazilian mountaintops (campos rupestres and campos de altitude). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 50, n. 1, p. 1-29, 2010.

VELLEND, M. Conceptual synthesis in community ecology. **The Quartely. Review of Biology**, v. 85, p. 183-206, 2010.

VOGEL, H.F.; ZAWADZKI, C. H.; METRI, R. Occurrence of thrushes in an urban fragment of Araucaria forest in southern Brazil. **Biota Neotropical**, v. 12, n. 4, 2012.

WEIHER E.; KEDDY P. A. **Ecological assembly rules. Perspectives, advances, retreats**. Cambridge University Press, Cambridge, 1999.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Great Smoky Mountains. **Ecological Monographs**, v. 26, p. 1-80, 1956.

WILLIAMS, S. E.; SHOO, L. P.; HENRIOD, R.; PEARSON, R. G. Elevational gradients in species abundance, assemblage structure and energy use of rainforest birds in the Australian Wet Tropics bioregion. **Austral Ecology**, v. 35, n. 6, p. 650-664, 2010.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos, de Zoologia**, v. 33, p. 1-25, 1979.

**EFEITOS DA ALTERAÇÃO AMBIENTAL EM UMA COMUNIDADE DE AVES NO
LITORAL SUL DO ESTADO DE SÃO PAULO**

RESUMO

Atividades socioeconômicas quando efetuadas de maneira desordenada impactam diretamente os ambientes naturais, tendo nos trópicos os efeitos mais alarmantes. Um dos exemplos mais dramáticos que levam a tais efeitos é o processo de urbanização, visto que a conversão do ambiente natural em uma matriz urbana pode ser considerada como uma obra permanente, impossibilitando em um segundo momento a restauração da vegetação original. Inserido nesse contexto de alteração da matriz natural está a Mata do Brocuanha, localizada na porção centro-leste da Ilha de Cananéia. Esta é composta por um remanescente de restinga rodeado por manguezais que teve a sua paisagem alterada visando a criação de um loteamento para expansão urbana da cidade, estando ainda atualmente sujeita a vários impactos de natureza antrópica. Diante disso, o presente estudo visou a identificar as alterações na composição e estrutura da comunidade de aves da Mata do Brocuanha, abordando a riqueza, abundância, diversidade e formação de guildas tróficas. Foi utilizado como comparativo os dados obtidos no estudo desenvolvido no Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC) abordados no primeiro e segundo capítulos desta tese, levantando a hipótese de que (i) a riqueza, abundância e diversidade de espécies, número e frequência relativa de guildas tróficas diferem entre os locais (Ilha do Cardoso e a Mata do Brocuanha) e entre os ecossistemas associados. Entre setembro de 2015 e setembro de 2017 foram realizadas 25 expedições de campo com dois dias de duração cada nos ecossistemas de manguezal, restinga, baixio, marinho e urbano. O inventário foi realizado combinando três técnicas para estudos ornitológicos: identificação visual, identificação auditiva e captura com redes-de-neblina (seis redes no manguezal e seis na restinga). Foram registradas 223 espécies de aves, sendo 15 consideradas endêmicas para o Brasil e 16 com algum grau de risco de extinção. Duzentos e dez aves foram capturadas com redes-de-neblina (104 no manguezal e 106 na restinga) pertencentes a 51 espécies diferentes. Com exceção do ecossistema marinho e dos baixios, os valores referentes a riqueza, abundância e diversidade de espécies da Mata do Brocuanha apresentaram diferenças significativas dos dados coletados na Ilha do Cardoso. A similaridade entre as comunidades foi de 75%, entre os manguezais de 78%, entre as restingas de 79%, entre os baixios de 88% e entre os ecossistemas marinhos de 71%. As 223 espécies registradas foram enquadradas em 24 guildas, sendo as mais representativas na comunidade “Insetívoros de estrato médio” (n=36), “Onívoros de copa” (n=23) e “Piscívoros” (n=22). Por fim, nossa hipótese inicial foi confirmada (salvo a riqueza do ecossistema marinho e dos baixios). Vale a pena ressaltar que a Mata do Brocuanha ainda conserva 67% de sua avifauna original, bem como 23 das 24 guildas presentes na Ilha do Cardoso. As ausências na Mata do Brocuanha se restringem a espécies mais suscetíveis às alterações ambientais (principalmente grandes frugívoros), o que pode trazer consequências diretas no processo de regeneração e sucessão da área. Por fim, os impactos na comunidade só não foram maiores devido ao fato de que a área não se encontra isolada, o que garante um aporte de indivíduos oriundos do entorno.

Palavras-chave: Aves urbanas; Cananéia; Conservação; Guildas tróficas; Manguezal; Restinga;

ABSTRACT

Socioeconomic activities, when disorganized have a direct impact on the natural environments, with most alarming effects in the tropics. One of the most dramatic examples is the urbanization process, since the conversion of the natural environment into an urban matrix can be considered permanent, making it impossible for original vegetation to restore afterward. Inserted in this context of natural matrix alteration, is Mata do Brocuanha, located in the center-east portion of the Island of Cananéia. It is composed of a restinga remnant surrounded by mangroves that had its landscape subdivided for urban expansion, still being subject to several anthropogenic impacts. Therefore, the present study aimed to identify changes in the composition and structure of Mata do Brocuanha's bird community, addressing the richness, abundance, diversity and formation of trophic guilds. The data obtained in Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC), discussed in the first and second chapters of this thesis, were used as comparative, raising the hypothesis that (i) the species richness, abundance, and diversity, as well as the number and relative frequency of trophic guilds differ between locations (Cardoso Island and Mata do Brocuanha) and between associated ecosystems. Between September 2015 and September 2017, 25 monthly field trips were carried out for two days each in the mangrove, *restinga*, *baixio*, marine, and urban ecosystems. The inventory combined three techniques for ornithological studies: visual identification, auditory identification, and capture with mist-nets (six nets in the mangrove and six in the *restinga*). A total of 223 bird species were recorded, 15 of them considered endemic to Brazil and 16 with some degree of extinction risk. Two hundred and ten birds were captured with nets (104 in the mangrove and 106 in the *restinga*) belonging to 51 different species. With the exception of the marine ecosystem and *baixio*, values related to the richness, abundance, and diversity of species of Mata do Brocuanha presented significant differences from the data collected in Cardoso Island. The similarity between the communities was 75%, among mangroves 78%, *restingas* 79%, *baixios* 88%, and marine ecosystems 71%. The 223 registered species were classified in 24 trophic guilds, being the most representatives "Insetívoros de estrato médio" (n = 36), "Onívoros de copa" (n = 23), and "Piscívoros" (n = 22). Finally, our initial hypothesis was confirmed (except for the richnesses of the marine ecosystem and *baixios*). However, it is worth noting that Mata do Brocuanha still retains 67% of its original avifauna, as well as 24 of the 25 guilds present in Cardoso Island. Absences in Mata do Brocuanha are restricted to species more susceptible to environmental changes (mainly large frugivores), which can have direct consequences in the process of regeneration and succession in the area. Finally, the impacts on the community were not only greater due to the fact that the area is not isolated, which guarantees a contribution of individuals from the environment.

Keywords: Cananéia; Conservation; Mangrove; Restinga; Trophic guilds; Urban birds;

1 INTRODUÇÃO

Atividades socioeconômicas quando efetuadas de maneira desordenada impactam diretamente os ambientes naturais, tendo nos trópicos os efeitos mais alarmantes (MYERS 1988; PIRES *et al.* 2006). Destaca-se como consequência dessas atividades a supressão florestal, uma vez que leva à fragmentação e à perda de hábitat que são as principais causas da redução da diversidade biológica (DAVIES *et al.* 2000; PRIMACK & RODRIGUES 2001; FAHRIG 2003; FISCHER & LINDENMAYER 2007). Nesse contexto, um dos exemplos mais dramáticos que levam a tais efeitos é o processo de urbanização, visto que a conversão do ambiente natural em uma matriz urbana pode ser considerada como uma obra permanente, impossibilitando em um segundo momento a restauração da vegetação original (MCKINNEY 2002).

Os efeitos decorrentes das alterações no hábitat impactam de maneira diferenciada cada espécie, onde algumas mostram-se mais suscetíveis, podendo levar ao seu decréscimo populacional ou até extinções locais (LAURANCE 1991; NEWMARK 1991; CROOKS 2002; HENLE *et al.* 2004). Já outras espécies, podem aumentar em abundância, graças a uma maior plasticidade no que se refere à ocupação do ambiente e à exploração de recursos alimentares (MARZLUFF 2001). Porém, de uma forma geral, existe uma tendência de a riqueza da comunidade biológica decair conforme aumenta o grau de alteração, podendo em casos mais severos levar a um processo de homogeneização, onde apenas poucas espécies passam a dominar a paisagem (MARZLUFF 2001; SETO *et al.* 2012).

Para avaliar o grau de perturbação que uma determinada área está exposta, comumente utiliza-se a ocorrência de espécies indicadoras no ambiente, sendo as aves um dos grupos mais utilizados, visto que a grande maioria é diurna e apresenta um comportamento ativo que facilita sua identificação (STOTZ *et al.* 1996; BIERREGARD & STOUFER 1997; RAD 2016; MORELLI *et al.* 2017). Aliado a isso, no que se refere à ecologia das espécies, também é possível traçar uma relação entre o grau de tolerância às modificações ambientais com sua amplitude de nicho (BRADSHAW *et al.* 2009; GARDNER *et al.* 2008), onde uma maior plasticidade pode significar a sobrevivência em uma matriz recém alterada (SICK 2001).

Em uma comunidade de aves, alterações no habitat (principalmente a fragmentação) podem gerar numerosos efeitos, como a criação de barreiras que

dificultam a dispersão dos indivíduos, perda de micro-habitats, redução na disponibilidade de recursos, maior exposição à predação, aumento da competição e isolamento das populações (SIMBERLOFF & ABELLE 1982; WILCOVE & ROBINSON 1990; TERBORGH *et al.* 1990; STEPHENS *et al.* 2004; FERRAZ *et al.* 2007; GIRAUDO *et al.* 2008; AWADE & METZGER 2008; MARTENSEN *et al.* 2008). Portanto, visto que a problemática se concentra principalmente nos trópicos e atinge níveis alarmante em áreas de Floresta Atlântica (MORELLATO & HADDAD 2000, RIBEIRO *et al.* 2009), estudos como os de Willis (1979), Aleixo & Vielliard (1995), Ribon *et al.* (2003), Martensen *et al.* (2008); Anjos *et al.* (2011); Kang *et al.* (2015) e Alexandrino *et al.* (2017) vem sendo desenvolvidos visando a compreender como as comunidades reagem diante dessas alterações. No entanto, tais estudos focam principalmente nos efeitos diretos sobre a composição da comunidade, sendo de suma importância também utilizar métodos que explorem outros níveis de organização, como grupos funcionais e guildas. Tais níveis permitem identificar como um determinado grupo de espécies com características ecológicas e biológicas semelhantes pode responder às alterações no hábitat (RENJIFO 1999; RIBON *et al.* 2003; UEZU 2006; HECTOR & BAGCHI 2007; MACE *et al.* 2012; ULRICH *et al.* 2016; BOVO *et al.* 2018; MANNING *et al.* 2018).

Inserido nesse contexto de alteração da matriz natural está uma área localizada a nordeste da cidade de Cananéia, conhecida como Mata do Brocuanha. Esta é composta por um remanescente de restinga rodeado por manguezais que teve a sua paisagem alterada visando a criação de um loteamento para expansão urbana da cidade. Porém, este foi embargado e a área se encontra em um processo lento de regeneração, estando atualmente, ainda sujeita a vários outros impactos de natureza antrópica. Diante disso, o presente estudo visa a identificar as alterações na composição e estrutura da comunidade de aves decorrentes das alterações ambientais pretéritas e atuais às quais a Mata do Brocuanha está exposta, abordando a riqueza, abundância, diversidade e formação de guildas tróficas. Somado a isso, será utilizado como comparativo os dados obtidos no estudo desenvolvido no Parque Estadual Ilha do Cardoso abordados no primeiro e segundo capítulos desta tese, levantando a hipótese de que (i) a riqueza, abundância e diversidade de espécies, número e frequência relativa de guildas tróficas diferem entre os locais (Ilha do Cardoso e a Mata do Brocuanha, distantes cerca de 10 km uma da outra) e entre os ecossistemas associados (manguezal e restinga), sendo inferiores na Mata do

Brocuanha. Em conjunto, será também apresentado a lista de espécies registradas no ecossistema urbano de Cananéia, uma vez que a cidade está em contato com a Mata do Brocuanha na sua porção sul.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido em uma área situada na porção nordeste da cidade de Cananéia (Mata do Brocuanha), localizada ao sul do litoral do Estado de São Paulo (24° 59'25"S; 47° 54'37"W), estando inserida dentro do bioma Floresta Atlântica e abrangendo áreas de manguezal, restinga e baixio (um maior detalhamento da área de estudo está disponível no prólogo deste manuscrito). A área em questão foi inicialmente loteada em uma área legal de 1,2 km², porém, o empreendimento foi embargando a mais de 15 anos pelos órgãos ambientais. Tal ação ocorreu pelo fato de 33,35% do local estar inserido em Área de Proteção Permanente (APP), englobar restingas e manguezais (RESOLUÇÃO N°4 – CONAMA 1985; AÇÃO CIVIL PÚBLICA 2001) e abrigar sítios arqueológicos (sambaquis). Atualmente o local apresenta várias trilhas que originalmente seriam as ruas que dariam acesso aos lotes, estando ainda exposta a várias ações antrópicas, como a extração de madeira, circulação de motos e quadriculos, caça, pesca, despejo de resíduos e a presença de animais domésticos, como cães e gatos.

No limite sul da Mata do Brocuanha encontra-se a porção urbana da cidade de Cananéia, denominada aqui por "ecossistema urbano". No presente estudo, tal denominação inclui a região central de Cananéia, riachos e gamboas que cortam a cidade, pequenos fragmentos de restinga e manguezal dentro da área urbana e porções de vegetação secundária.

Os dados utilizados como comparativo foram coletados no ecossistema marinho, manguezal, restinga e baixio do Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC), localizado no extremo sul do litoral do Estado de São Paulo (25° 03'05" a 25° 18'18" S; 47° 53'48" a 48° 05'42" W). Para mais detalhes, ver prólogo e capítulos 1 e 2 desta tese.

2.2 Delineamento amostral

Entre setembro de 2015 e setembro de 2017 foram realizadas 25 expedições de campo com dois dias de duração cada (Licença SISBIO 39328-8). Estas se iniciaram às 06:00 h da manhã e se estenderam até às 18:00 h da tarde, sendo realizadas nos ecossistemas de manguezal e restinga (FIGURA 1). Baixios lodosos localizados na borda da Mata do Brocuanha, bem como o canal que separa Cananéia da Ilha Comprida (Mar de Cananéia) foram amostrados mensalmente em ambos os dias na maré vazante ou vazia. No ecossistema urbano as amostragens também ocorreram mensalmente, mas sem um período estabelecido, ocorrendo em diferentes horas ao longo do dia. Espécies que foram registradas apenas sobrevoando qualquer um dos ecossistemas mencionados foram enquadradas na categoria “em voo”, visto que não seria possível garantir se estas simplesmente estavam se deslocando ou se ocupam os ecossistemas em questão.

O inventário foi realizado combinando três técnicas para estudos ornitológicos: identificação visual, identificação auditiva e captura com redes-de-neblina. A identificação visual se deu com o auxílio de binóculos (7x35 e 8x40) e a identificação auditiva através da gravação das vocalizações (Gravador analógico Olympus® S701) para posterior comparação com Cd's especializados (VIELLIARD 1995 a,b e GONZAGA & CASTIGLIONI 2001) e bancos de dados na internet (www.xeno-canto.org e www.wikiaves.com.br), sendo ambas as técnicas empregadas em todos os ecossistemas. As capturas com redes-de-neblina foram efetuadas em pontos fixos utilizando seis redes/dia apenas no manguezal e restinga (Figura 1). Estas foram abertas às 06:00 h e fechadas às 17:00 h, onde em dias de chuva intensa ou exposição extrema ao sol e calor, foram fechadas (individualmente ou na totalidade), atendendo a resolução do CEMAVE (Centro Nacional de Pesquisa para Conservação das Aves Silvestres) Cap. IV, Art. 19, que proíbe a captura em condições adversas. As redes foram revisadas a cada 25 minutos e os espécimes capturados foram retirados para identificação e anilhamento. Todas as aves capturadas foram marcadas no tarso direito com anilhas metálicas fornecidas pelo CEMAVE (autorização de anilhamento 3999). O enquadramento taxonômico utilizado seguiu o proposto pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI 2015).

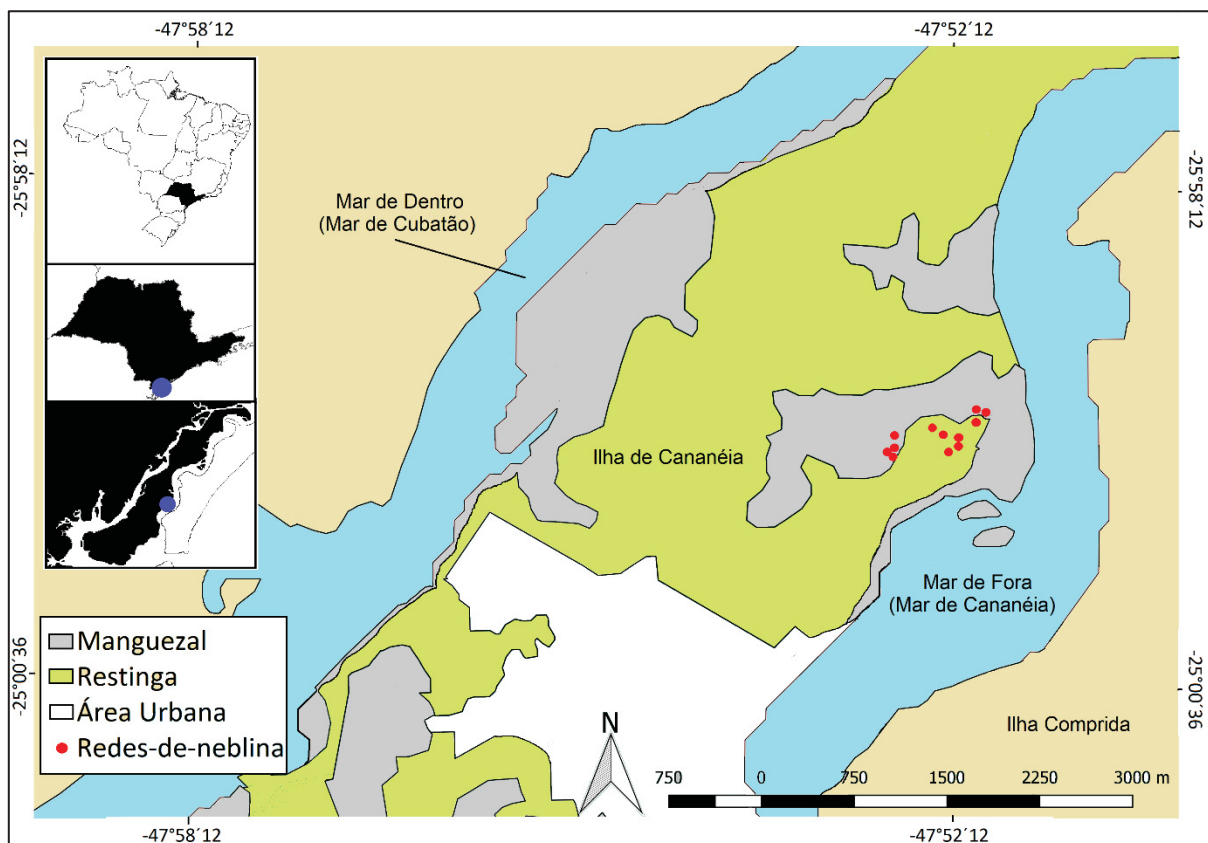


FIGURA 1. Caracterização fitofisionômica da área amostrada na Ilha de Cananéia, litoral Sul do Estado de São Paulo. Os locais onde foram utilizadas redes-de-neblina estão marcados com pontos vermelhos (seis pontos na restinga e seis no manguezal).

2.3 Análise dos dados

Visando a determinar o status de ocorrência das espécies, foi calculado a frequência de ocorrência das mesmas pela fórmula $FO = A/n \cdot 100$, onde “A” corresponde ao número de meses em que uma determinada espécie foi registrada e “n” o número total de meses amostrados ($n=25$). Para estimar a abundância relativa das espécies capturadas com redes-de-neblina (e anilhadas), foi utilizado a fórmula $Ar = a/n \cdot 100$, onde “a” corresponde ao número de indivíduos capturados de cada espécie e “n” o número total de indivíduos capturados ao longo do período amostral.

Com base nos resultados do cálculo de frequência de ocorrência e de informações disponíveis na literatura (SICK 2001; PIACENTINI 2015), foi definido para este estudo o status de ocorrência das espécies, sendo enquadradas como **Residentes** aquelas espécies que apresentaram FO de 20% ou mais; **Residentes Incomuns** aquelas espécies que apresentaram FO acima de 10%, porém menor que 20%; **Visitantes Ocasionais** aquelas espécies que além de não apresentarem

padrões de presença e ausência definidos, possuíram FO abaixo de 10%; **Migratórias** aquelas espécies com FO maior ou igual a 20% e que nitidamente apresentaram padrões semelhantes de ocorrência e ausência ao longo dos dois anos amostrados. As espécies em rota migratória que utilizam a área por um breve período de tempo e que no presente estudo apresentaram FO abaixo de 10%, foram classificadas como **Visitantes Oriundos do Hemisfério Norte e Visitantes Oriundos do Hemisfério Sul**, seguindo o proposto por Piacentini (2015).

A divisão das espécies em guildas seguiu os critérios propostos por Willis (1979) com algumas adequações visando a englobar toda a comunidade. Para isso foram considerados também os dados disponíveis em Sick (2001) e Kissling *et al.* (2011), além das observações feitas em campo. A classificação considerou os itens predominantes na dieta de cada espécie, o tamanho corporal e o principal estrato em que estas forrageiam: **GFS** (Grandes frugívoros de solo), **GFC** (Grandes frugívoros de copa), **PFC** (Pequenos ou médios frugívoros de copa), **FEM** (Frugívoros de estrato médio), **OA** (Onívoros aquáticos), **OEM** (Onívoros de estrato médio), **OC** (Onívoros de copa), **OS** (Onívoro de solo), **OSb** (Onívoros de sub-bosque), **P** (Piscívoros), **CD** (Carnívoros diurnos), **CN** (Carnívoros noturnos), **CIA** (Consumidores de invertebrados aquáticos), **CIT** (Consumidores de invertebrados terrestres), **IS** (Insetívoros de solo), **IEM** (Insetívoros de estrato médio), **ISb** (Insetívoros de sub-bosque), **IC** (Insetívoros de copa), **IDA** (Insetívoros diurnos aéreos), **INA** (Insetívoros noturnos aéreos), **Nf** (Necrófagos), **GS** (Granívoros de solo), **GSb** (Granívoros de sub-bosque), **GEM** (Granívoros de estrato médio) e **N** (Nectarívoros). Uma divisão mais simplificada levando em conta apenas os itens alimentares também foi utilizada para identificar os hábitos alimentares predominantes em cada ecossistema: Insetívoros, Onívoros, Piscívoros, Carnívoros, Necrófagos, Nectarívoros, Consumidores de Invertebrados (além de insetos consomem uma ampla variedade de invertebrados, sejam eles aquáticos ou terrestres), Frugívoros e Granívoros, embasando-se da mesma foram em Willis (1979), Sick (2001), Kissling *et al.* (2011) e observações feitas em campo.

Para comparar a riqueza de espécies obtida na Mata do Brocuinha, com os dados obtidos no Parque Estadual Ilha do Cardoso foi utilizado o Índice de Similaridade de Sorensen (Ss), que compara qualitativamente a semelhança de espécies entre amostras obtidas em intervalos espaciais e temporais tomando como base a presença-ausência. O índice varia de 0 (comunidades totalmente diferentes

quanto à composição de espécies) e 1 (comunidades totalmente semelhantes quanto à composição de espécies).

A partir dos dados obtidos de abundância e riqueza de espécies capturadas com redes-de-neblina em ambas as ilhas, foi calculado o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') mensal para cada ano através do software Ecological Methodology 7.2 (KREBS 1999). Para os ecossistemas de mar, baio e urbano não foi calculado o Índice de Diversidade pelo fato de não termos dados de abundância das espécies nesses ecossistemas. A diversidade entre as ilhas (ambos os anos), ecossistemas de manguezal (ambos os anos) e restinga no segundo ano amostrado foram comparadas por meio do Teste de Wilcoxon, visto que os dados não atingiram os pressupostos necessários para distribuição normal dos dados mesmo após transformação (Shapiro-Wilk: $p_{d_ilha1}=0.028$; $p_{d_ilha2}=0.003$; $p_{d_manguezal1}=0.017$; $p_{d_manguezal2}=0.029$; $p_{d_restinga2}=0.013$). Já no que se refere à comparação da diversidade entre as restingas no primeiro ano e riqueza e abundância entre as ilhas e ecossistemas em ambos os anos, cujos dados atingiram os pressupostos necessários para distribuição normal (Shapiro-Wilk: $p_{d_restinga1}=0.110$; $p_{r_ilha1}=0.964$; $p_{r_ilha2}=0.570$; $p_{r_manguezal1}=0.154$; $p_{r_manguezal2}=0.218$; $p_{r_restinga1}=0.591$; $p_{r_restinga2}=0.207$; $p_{ar_ilha1}=0.951$; $p_{ar_ilha2}=0.337$; $p_{ar_manguezal1}=0.363$; $p_{ar_manguezal2}=0.162$; $p_{ar_restinga1}=0.313$; $p_{ar_restinga2}=0.157$) e de similaridade das variâncias (Levene: $p_{d_restinga1}=0.547$; $p_{r_ilha1}=0.353$; $p_{r_ilha2}=1$; $p_{r_manguezal1}=0.817$; $p_{r_manguezal2}=0.324$; $p_{r_restinga1}=0.761$; $p_{r_restinga2}=0.657$; $p_{ar_ilha1}=0.342$; $p_{ar_ilha2}=0.765$; $p_{ar_manguezal1}=1$; $p_{ar_manguezal2}=0.088$; $p_{ar_restinga1}=0.944$; $p_{ar_restinga2}=1$), foi utilizado o Teste t .

Para comparar a riqueza mensal total por ano entre as áreas e entre os ecossistemas compartilhados utilizando as espécies identificadas por contato visual, auditivo e capturadas com redes-de-neblina foi utilizado o Teste t , uma vez que após transformados os dados atingiram os pressupostos de normalidade (Shapiro-Wilk: $p_{rt_ilha1}=0.373$; $p_{rt_ilha2}=0.072$; $p_{rt_manguezal1}=0.275$; $p_{rt_manguezal2}=0.242$; $p_{rt_restinga1}=0.160$; $p_{rt_restinga2}=0.060$; $p_{rt_baio1}=0.759$ e $p_{rt_baio2}=0.257$) e similaridade das variâncias (Levene: $p_{rt_ilha1}=0.274$; $p_{rt_ilha2}=0.110$; $p_{rt_manguezal1}=0.181$; $p_{rt_manguezal2}=0.389$; $p_{rt_restinga1}=0.564$; $p_{rt_restinga2}=0.385$; $p_{rt_baio1}=0.353$ e $p_{rt_baio2}=0.513$). Já a riqueza total mensal entre os anos no ecossistema marinho foi comparada pelo teste de Wilcoxon, uma vez que os dados não atingiram os pressupostos de normalidade mesmo após transformação (Shapiro-Wilk: $p_{rt_mar1}=0.017$; $p_{rt_mar2}=0.043$). Todas as análises foram realizadas utilizando o software R (R Core Team 2017).

3 RESULTADOS

Ao final dos 25 meses amostrados, foi totalizado 600 horas de coleta de dados distribuídas em 48 dias em campo. No que se refere às capturas, houve um esforço de 462 horas de redes armadas, sendo que por seis dias não foi possível abri-las devido às condições climáticas adversas. Foram registradas 223 espécies de aves pertencentes a 22 ordens e 60 famílias (Anexo 1), sendo duas delas (*Phoenicopterus chilensis* – flamingo chileno e *Anas bahamensis* – marreca-toicinho) incluídas com base em registros fotográficos efetuados por outros pesquisadores. Entre as espécies registradas, 15 são consideradas endêmicas para o Brasil (PIACENTINI 2015) e 16 com algum grau de risco de extinção, seja em nível estadual (SILVEIRA *et al.* 2009), nacional (MMA 2014) ou mundial (IUCN 2017) (TABELA 1).

TABELA 1. Espécies com algum grau de risco de extinção registradas na Mata do Brocuanha (SP). Categorias de ameaça: (CR) criticamente ameaçada, (EN) em perigo/ameaçada, (VU) vulnerável, (NT) quase ameaçada, (LC) pouco preocupante e (DD) dados deficientes.

| Espécies | Estadual | Nacional | Mundial |
|---------------------------------|-----------------|-----------------|----------------|
| <i>Sterna hirundinacea</i> | NT | VU | LC |
| <i>Nyctanassa violacea</i> | VU | - | LC |
| <i>Eudocimus ruber</i> | EN | - | LC |
| <i>Pseudastur polionotus</i> | VU | - | NT |
| <i>Spizaetus tyrannus</i> | VU | - | LC |
| <i>Rallus longirostris</i> | LC | - | LC |
| <i>Aramides mangle</i> | DD | - | LC |
| <i>Thalasseus acuflavidus</i> | VU | - | LC |
| <i>Thalasseus maximus</i> | VU | EN | LC |
| <i>Amazona brasiliensis</i> | EM | - | VU |
| <i>Selenidera maculirostris</i> | NT | - | LC |
| <i>Procnias nudicollis</i> | VU | - | VU |
| <i>Phylloscartes kronei</i> | VU | - | VU |
| <i>Tangara peruviana</i> | EM | VU | VU |
| <i>Conirostrum bicolor</i> | LC | - | NT |
| <i>Sporophila angolensis</i> | VU | - | LC |

No que se refere à riqueza mensal, no período de setembro a janeiro houve o maior número de espécies em ambos os anos, tendo seu pico em novembro. Em contrapartida, a partir de março até agosto foi quando houve o menor número de espécies registradas na área, com valores mínimos em julho (FIGURA 2).

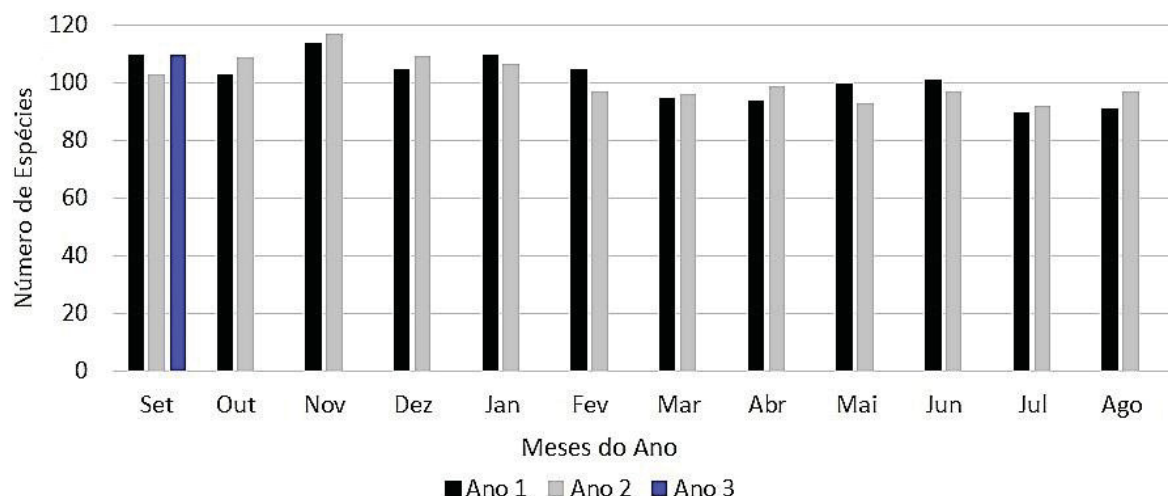


FIGURA 2. Número de espécies de aves registradas ao longo dos meses amostrados no período de setembro de 2015 a setembro de 2017 na Mata do Brocuanha, Cananéia, litoral sul do Estado de São Paulo.

Em relação aos ecossistemas amostrados, a restinga apresentou a maior riqueza ($n=170$), seguida pelo manguezal ($n=98$), ecossistema urbano ($n=74$), baixio ($n=34$), mar ($n=12$) e aéreo (em voo; $n=12$). Com exceção do “mar”, em todos os demais ecossistemas foram identificadas espécies exclusivas: restinga ($n=81$), manguezal ($n=11$), em voo ($n=11$), baixio ($n=06$) e ecossistema urbano ($n=04$) (mais detalhes no ANEXO 1).

Temporalmente, a exemplo do que foi observado na riqueza total, quando analisada por mês, a restinga e o manguezal demonstraram um padrão semelhante, conservando os valores máximos no período de setembro a dezembro e os mínimos de maio a agosto (FIGURA 3). No ecossistema marinho, a riqueza se manteve praticamente inalterada ao longo do ano (FIGURA 4). Fato semelhante também foi registrado nos baixios, tendo um leve aumento no período de maio a setembro (FIGURA 4). Já no ecossistema urbano, a pequena oscilação de riqueza visível no decorrer do ano, assemelha-se ao padrão demonstrado no manguezal e restinga (FIGURA 4).

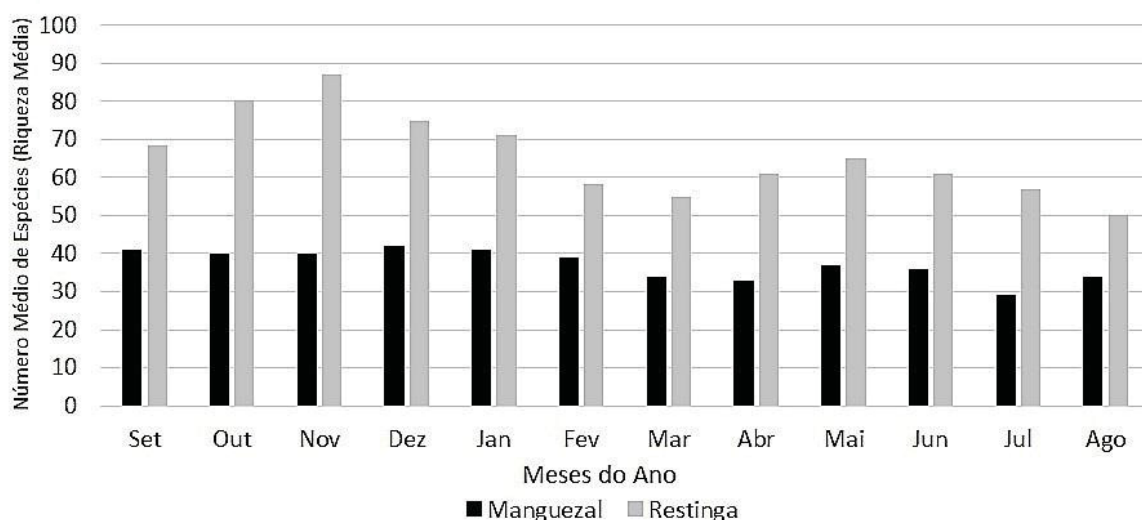


FIGURA 3. Número médio de espécies de aves registradas (riqueza média) ao longo dos meses nos ecossistemas de manguezal e restinga na Mata do Brocuanha, Cananéia, litoral sul do Estado de São Paulo.

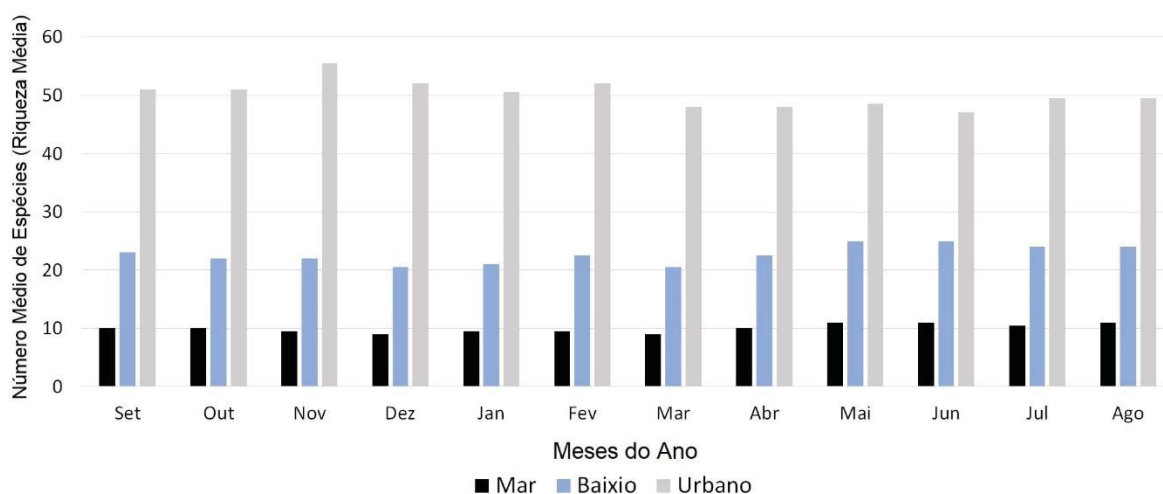


FIGURA 4. Número médio de espécies de aves registradas (riqueza média) ao longo dos meses no mar e baixo na Mata do Brocuanha e no ecossistema urbano da cidade de Cananéia, litoral sul do Estado de São Paulo.

Tendo como base os registros efetuados em todos os ecossistemas amostrados, em relação a frequência de ocorrência, 61 espécies foram registradas em todos os meses (FO=100%), enquanto 29 apresentaram registro em apenas um mês (FO=4%) (ANEXO 1). No que se refere ao status de ocorrência, 54% das espécies foram consideradas residentes, 19% visitantes ocasionais, 15% residentes

incomuns, 9% migratórias, 2% visitantes oriundas do hemisfério norte e 1% visitantes oriundas do hemisfério sul (ANEXO 1, 2 e 3).

Foram efetuadas 210 capturas com redes-de-neblina (104 no manguezal e 106 na restinga) de 51 espécies diferentes (TABELA 2). Destas, 27 foram recapturas. Com base nesses dados, ao analisarmos toda a comunidade, a espécie mais abundante foi *Ramphocelus bresilius* – tiê-sangue e *Turdus rufiventris* - sabiá-laranjeira (ambos com n=21), seguidos de *Myiarchus swainsoni* – irrê (n=13). No manguezal a espécie mais abundante foi *R. bresilius* (n=14), seguida de *M. swainsoni* (n=13) e *T. rufiventris* (n=11). Já na restinga a espécie mais abundante foi *Chiroxiphia caudata* – tangará (n=12), seguida de *T. rufiventris* (n=10) e *R. bresilius* (n=07).

Três indivíduos foram recapturados em um ecossistema diferente do qual foram anilhados, sendo um *Myiothlypis rivularis* (pula-pula-ribeirinho, recapturado na restinga), um *C. caudata* (recapturado no manguezal) e um *Turdus albicollis* (sabiá-coleira, recapturado na restinga). Entre as recapturas, quatro merecem destaque: *Schiffornis virescens* (flautim com anilha F57805) recapturado depois de 18 meses; *R. bresilius* (com anilha G127722) recapturado depois de 16 meses; *Dendrocicla turdina* (arapaçu-liso, com anilha F57818) recapturado depois de 14 meses; *M. rivularis* (com anilha E164565) recapturado depois de 12 meses. Nas ocasiões de capturas do referido *M. rivularis* (anilha E164565; de setembro de 2015 e setembro de 2016), houve sempre o acompanhamento de um segundo indivíduo da mesma espécie (com anilha E164565). Destaca-se também o registro de um indivíduo de *Tangara peruviana* (saíra-sapucaia) em setembro de 2018 dentro da cidade de Cananéia que, por intermédio de uma fotografia tirada por uma moradora local, possibilitou reconhecer que se tratava de um indivíduo anilhado no manguezal da Mata do Brocuanha em abril de 2016 (anilha D152247). Tais localidades apresentam aproximadamente 4 km de distância em linha reta.

TABELA 2. Número de capturas de aves na Mata do Brocuanha, sul do Estado de São Paulo (entre parênteses o número de recapturas) e abundância relativa das espécies capturadas com redes-de-neblina. Em negrito os três maiores valores referentes a cada uma das colunas. Legenda: Ca: Número total de indivíduos capturados; CaM: Número de indivíduos capturados no manguezal; CaR: Número de indivíduos capturados na restinga; ART: Abundância Relativa total; ARM: Abundância Relativa no manguezal; ARR: Abundância Relativa na Restinga.

| Espécie | Ca | CaM | CaR | ART | ARM | ARR |
|------------------------------|---------------|---------------|---------------|--------------|------------|------------|
| <i>Ramphocelus bresilius</i> | 24 (3) | 15 (1) | 9 (2) | 11,5% | 15% | 7% |
| <i>Turdus rufiventris</i> | 23 (2) | 13 (2) | 10 (0) | 11% | 12% | 11% |

| | | | | | | |
|----------------------------------|---------------|---------------|---------------|-----------|------------|------------|
| <i>Myiarchus swainsoni</i> | 16 (3) | 16 (3) | 0 (0) | 7% | 14% | - |
| <i>Chiroxiphia caudata</i> | 14 (2) | 1 (1) | 13 (1) | 6% | 1% | 13% |
| <i>Schiffornis virescens</i> | 10 (4) | 0 (0) | 10 (4) | 3% | - | 6% |
| <i>Manacus manacus</i> | 8 (2) | 1 (0) | 7 (2) | 3% | 1% | 5% |
| <i>Pitangus sulphuratus</i> | 8 (1) | 8 (1) | 0 (0) | 4% | 7% | - |
| <i>Turdus flavipes</i> | 7 (0) | 2 (0) | 5 (0) | 4% | 7% | 5% |
| <i>Myiothlypis rivularis</i> | 6 (3) | 2 (0) | 4 (3) | 2% | 3% | 2% |
| <i>Elaenia obscura</i> | 5 (0) | 5 (0) | 0 (0) | 3% | 5% | - |
| <i>Tachyphonus coronatus</i> | 5 (1) | 0 (0) | 5 (1) | 2% | - | 5% |
| <i>Thamnophilus caerulescens</i> | 5 (0) | 2 (0) | 3 (0) | 3% | 2% | 3% |
| <i>Turdus albicollis</i> | 5 (1) | 1 (0) | 4 (1) | 2% | 1% | 3% |
| <i>Vireo chivi</i> | 5 (0) | 4 (0) | 1 (0) | 3% | 4% | 1% |
| <i>Habia rubica</i> | 4 (0) | 0 (0) | 4 (0) | 2% | - | 5% |
| <i>Dendrocincla turdina</i> | 4 (2) | 0 (0) | 4 (2) | 1% | - | 2% |
| <i>Columbina talpacoti</i> | 4 (0) | 4 (0) | 0 (0) | 2% | 4% | - |
| <i>Amazilia fimbriata</i> | 3 (0) | 2 (0) | 1 (0) | 2% | 2% | 1% |
| <i>Geotrygon montana</i> | 3 (0) | 0 (0) | 3 (0) | 2% | - | 3% |
| <i>Picumnus temminckii</i> | 3 (0) | 2 (0) | 1 (0) | 2% | 2% | 1% |
| <i>Stelgidopteryx ruficollis</i> | 3 (0) | 2 (0) | 1 (0) | 2% | 2% | 1% |
| <i>Xiphorhynchus fuscus</i> | 2 (0) | 0 (0) | 2 (0) | 1% | - | 2% |
| <i>Turdus amaurochalinus</i> | 2 (0) | 2 (0) | 0 (0) | 1% | 2% | - |
| <i>Troglodytes musculus</i> | 2 (0) | 2 (0) | 0 (0) | 1% | 2% | - |
| <i>Tangara sayaca</i> | 2 (0) | 2 (0) | 0 (0) | 1% | 2% | - |
| <i>Tangara peruviana</i> | 2 (0) | 2 (0) | 0 (0) | 1% | 2% | - |
| <i>Platyrinchus mystaceus</i> | 2 (0) | 0 (0) | 2 (0) | 1% | - | 2% |
| <i>Myiozetetes similis</i> | 2 (0) | 2 (0) | 0 (0) | 1% | 2% | - |
| <i>Leptotila verreauxi</i> | 2 (0) | 2 (0) | 0 (0) | 1% | 2% | - |
| <i>Leptopogon amaurocephalus</i> | 2 (0) | 0 (0) | 2 (0) | 1% | - | 2% |
| <i>Lathrotriccus euleri</i> | 2 (0) | 0 (0) | 2 (0) | 1% | - | 2% |
| <i>Formicarius colma</i> | 2 (0) | 0 (0) | 2 (0) | 1% | - | 2% |
| <i>Euphonia violacea</i> | 2 (0) | 0 (0) | 2 (0) | 1% | - | 2% |
| <i>Elaenia mesoleuca</i> | 2 (0) | 2 (0) | 0 (0) | 1% | 2% | - |
| <i>Dysithamnus mentalis</i> | 2 (0) | 0 (0) | 2 (0) | 1% | - | 2% |
| <i>Conirostrum bicolor</i> | 2 (1) | 2 (1) | 0 (0) | 1% | 2% | - |
| <i>Amazilia versicolor</i> | 1 (0) | 1 (0) | 0 (0) | 0,5% | 1% | - |
| <i>Aphantochroa cirrochloris</i> | 1 (0) | 1 (0) | 0 (0) | 0,5% | 1% | - |
| <i>Basileuterus culicivorus</i> | 1 (0) | 0 (0) | 1 (0) | 0,5% | - | 1% |
| <i>Camptostoma obsoletum</i> | 1 (0) | 0 (0) | 0 (0) | 0,5% | - | - |
| <i>Cantorchilus longirostris</i> | 1 (0) | 0 (0) | 1 (0) | 0,5% | - | 1% |
| <i>Chloroceryle americana</i> | 1 (0) | 1 (0) | 0 (0) | 0,5% | 1% | - |
| <i>Cnemotriccus fuscatus</i> | 1 (0) | 1 (0) | 0 (0) | 0,5% | 1% | - |
| <i>Coereba flaveola</i> | 1 (0) | 0 (0) | 1 (0) | 0,5% | - | 1% |
| <i>Cyanocorax caeruleus</i> | 1 (0) | 1 (0) | 0 (0) | 0,5% | 1% | - |
| <i>Dacnis cayana</i> | 1 (0) | 0 (0) | 1 (0) | 0,5% | - | 1% |
| <i>Lanio cristatus</i> | 1 (0) | 0 (0) | 1 (0) | 0,5% | - | 1% |
| <i>Mionectes rufiventris</i> | 1 (0) | 0 (0) | 1 (0) | 0,5% | - | 1% |
| <i>Pipraeidea melanonota</i> | 1 (0) | 0 (0) | 1 (0) | 0,5% | - | 1% |
| <i>Sporophila caerulescens</i> | 1 (0) | 1 (0) | 1 (0) | 0,5% | 1% | 1% |
| <i>Tyrannus melancholicus</i> | 1 (0) | 1 (0) | 0 (0) | 0,5% | 1% | - |

A Mata do Brocuanha apresentou um menor número de espécies registradas quando comparado a Ilha do Cardoso ($n_{\text{Brocuanha}}=223$ e $n_{\text{Cardoso}}=332$). Com exceção do baixo ($n_{\text{Brocuanha}}=34$ e $n_{\text{Cardoso}}=29$), tal inferioridade também foi observada no manguezal ($n_{\text{Brocuanha}}=98$ e $n_{\text{Cardoso}}=118$), restinga ($n_{\text{Brocuanha}}=170$ e $n_{\text{Cardoso}}=227$) e mar ($n_{\text{Brocuanha}}=12$ e $n_{\text{Cardoso}}=17$). A similaridade da comunidade entre as duas áreas foi de 75% ($IS_s=0.75$), entre os manguezais de 78% ($IS_s=0.78$), entre as restingas de 79% ($IS_s=0.79$), entre os baixios de 88% ($IS_s=0.88$) e entre o ecossistema marinho de 71% ($IS_s=0.71$).

Considerando apenas os ecossistemas de manguezal e restinga, o resultado do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener para cada ilha foi de $H'_{\text{Brocuanha}}=4.471$ e $H'_{\text{Cardoso}}=4.964$, enquanto exclusivamente nos manguezais foi de $H'_{\text{Brocuanha}}=3.822$ e $H'_{\text{Cardoso}}=4.147$ e nas restingas de $H'_{\text{Brocuanha}}=3.767$ e $H'_{\text{Cardoso}}=4.336$. No segundo ano o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener para cada ilha foi de $H'_{\text{Brocuanha}}=4.209$ e $H'_{\text{Cardoso}}=5.054$, enquanto que nos manguezais foi de $H'_{\text{Brocuanha}}=3.300$ e $H'_{\text{Cardoso}}=4.156$ e nas restingas de $H'_{\text{Brocuanha}}=3.720$ e $H'_{\text{Cardoso}}=4.471$.

Baseado nos dados mensais coletados ao longo dos dois anos de amostragem, com exceção do ecossistema marinho e dos baixios, os valores referentes a riqueza, abundância e diversidade de espécies da Mata do Brocuanha apresentaram diferenças significativas em relação aos dados coletados na Ilha do Cardoso (TABELA 3).

TABELA 3. Comparação da avifauna amostrada entre os anos de 2015 e 2017 na Mata do Brocuanha (Ilha de Cananéia) e na Ilha do Cardoso, bem como nos seus respectivos ecossistemas (manguezal e restinga) no que se refere a diversidade (Índice de Shannon-Wiener), riqueza (número de espécies) e abundância (número de indivíduos) obtidos através da captura com redes-de-neblina. A última linha (Riqueza total) engloba além dos registros efetuados com redes-de-neblina, aqueles identificados visualmente e por vocalização.

| | | | <i>t</i> | <i>W</i> | <i>df</i> | <i>p</i> |
|-------|---------------------------------------|-------------|----------|----------|-----------|---------------------------|
| Ano 1 | Brocuanha x Ilha do Cardoso | Diversidade | - | 276 | - | 2.8^{e-05} |
| | | Riqueza | -3.583 | - | 22 | 0.001 |
| | | Abundância | -2.865 | - | 22 | 0.008 |
| | Mangue Brocuanha x Mangue Cardoso | Diversidade | - | 190 | - | 0.001 |
| | | Riqueza | -2.868 | - | 22 | 0.008 |
| | | Abundância | -3.210 | - | 22 | 0.004 |
| | Restinga Brocuanha x Restinga Cardoso | Diversidade | -2.288 | - | 22 | 0.032 |
| | | Riqueza | -2.733 | - | 22 | 0.012 |
| | | Abundância | -2.470 | - | 22 | 0.021 |

| | | | | | | |
|-------|---|-------------|--------|------|------|---------------------------|
| Ano 2 | Riqueza Total Brocuanha x Riqueza Total Cardoso | Ilhas | 8.320 | - | 21.2 | 3.9^{e-08} |
| | | Manguezal | 4.899 | - | 20.4 | 8,1^{e-05} |
| | | Restinga | 9.262 | - | 21.7 | 5.2^{e-09} |
| | | Mar | - | 43 | - | 0.091 |
| | | Baixio | -4.404 | - | 21.9 | 0.002 |
| | Mata do Brocuanha x Ilha do Cardoso | Diversidade | - | 190 | - | 0.001 |
| | | Riqueza | -4.661 | - | 22 | 0.001 |
| | | Abundância | -3.935 | - | 22 | 0.007 |
| | Mangue Brocuanha x Mangue Cardoso | Diversidade | - | 171 | - | 0.002 |
| | | Riqueza | -3.637 | - | 22 | 0.001 |
| | | Abundância | -3.921 | - | 22 | 0.007 |
| | Restinga Brocuanha x Restinga Cardoso | Diversidade | - | 136 | - | 0.004 |
| | | Riqueza | -2.653 | - | 22 | 0.014 |
| | | Abundância | -2.530 | - | 22 | 0.019 |
| | Riqueza Total Brocuanha x Riqueza Total Cardoso | Ilhas | 9.618 | - | 21.1 | 3.6^{e-09} |
| | | Manguezal | 6.507 | - | 17.7 | 4.3^{e-06} |
| | | Restinga | 9.728 | - | 21.7 | 2.2^{e-09} |
| | | Mar | - | 93.5 | - | 0.206 |
| | | Baixio | -1.221 | - | 21.9 | 0.235 |

As 223 espécies registradas na Mata do Brocuanha foram enquadradas em 24 guildas, sendo as mais representativas na comunidade “Insetívoros de estrato médio” (n=36), “Onívoros de copa” (n=23), “Piscívoros” (n=22) e “Consumidores de invertebrados aquáticos” (n=18) (Tabela 4). Ao analisarmos a distribuição dentro dos ecossistemas, no manguezal e restinga a guilda predominante também foi de “Insetívoros de estrato médio”. No baixio, as guildas mais representativas foram “Consumidores de invertebrados aquáticos” (n=11) seguida por “Piscívoros” (n=13). No ecossistema marinho e em voo existe o predomínio de Piscívoros (n=08 e n=03, respectivamente) enquanto que no ecossistema urbano as guildas mais representativas foram “Onívoros de copa” (n=10) e Nectarívoros (n=09; TABELAS 4 e 5).

Comparada à Ilha do Cardoso, a Mata do Brocuanha teve a ausência apenas da guilda “Granívoros de estrato médio”. Já em relação a riqueza de espécies dentro de cada guilda no manguezal e restinga, com exceção de “Granívoros de solo”, todas as demais guildas da Mata do Brocuanha apresentaram valores inferiores (TABELA 4).

TABELA 4. Número total de espécies e frequência relativa (valores entre parênteses) de espécies de aves registradas dentro de cada guilda trófica nos ecossistemas de manguezal e restinga na Mata do Brocuanha e Parque Estadual Ilha do Cardoso. Em negrito aquelas guildas que apresentaram espécies e frequência relativa superior na Mata do Brocuanha. Legenda: **MB** (Mata do Brocuanha); **MMB** (Manguezal da Mata do Brocuanha); **RMB** (Restinga da Mata do Brocuanha); **Car** (Ilha do Cardoso); **MCar** (Manguezal da Ilha do Cardoso); **RCar** (Restinga da Ilha do Cardoso); **IEM** (Insetívoros de estrato médio); **OC** (Onívoros de copa); **P** (Piscívoros); **CIA** (Consumidores de invertebrados aquáticos); **OEM** (Onívoros de estrato médio); **N** (Nectarívoros); **ISb** (Insetívoros de sub-bosque); **CD** (Carnívoros diurnos); **GS** (Granívoros de solo); **INA** (Insetívoros noturnos aéreos); **CN** (Carnívoros noturnos); **IC** (Insetívoros de copa); **GFC** (Grandes frugívoros de copa); **IDA** (Insetívoros diurnos aéreos); **IS** (Insetívoros de solo); **CIT** (Consumidores de invertebrados terrestres); **GFS** (Grandes frugívoros de solo); **GSb** (Granívoros de sub-bosque); **PFC** (Pequenos e médios frugívoros de copa); **Nf** (Necrófagos); **FEM** (Frugívoros de estrato médio); **OSb** (Onívoros de sub-bosque); **OA** (Onívoros aquáticos); **OS** (Onívoro de solo); **GEM** (Granívoros de estrato médio).

| Guildas | MB | MMB | RMB | Car | MCar | RCar |
|----------------|-----------|---------------|------------|------------|-------------|-------------|
| IEM | 36 (16%) | 16 (16%) | 35 (21%) | 55 (15%) | 18 (15%) | 47 (21%) |
| OC | 23 (10%) | 14 (14%) | 23 (14%) | 33 (10%) | 15 (13%) | 25 (11%) |
| P | 22 (10%) | 13 (13%) | 0 | 31 (9%) | 13 (11%) | 3 (1,3%) |
| CIA | 18 (8%) | 9 (9%) | 4 (2%) | 27 (8%) | 14 (12%) | 5 (2%) |
| OEM | 17 (7%) | 9 (9%) | 17 (10%) | 20 (6%) | 12 (10%) | 20 (9%) |
| N | 14 (6%) | 7 (7%) | 13 (8%) | 15 (5%) | 4 (3%) | 15 (7%) |
| ISB | 13 (6%) | 3 (3%) | 13 (8%) | 23 (7%) | 4 (3%) | 19 (8%) |
| CD | 11 (5%) | 5 (5%) | 9 (5%) | 23 (7%) | 7 (6%) | 11 (5%) |
| IDA | 7 (3%) | 2 (2%) | 5 (3%) | 11 (3%) | 4 (3%) | 6 (3%) |
| INA | 6 (3%) | 0 | 5 (3%) | 6 (2%) | 1 (0,8%) | 6 (3%) |
| CN | 6 (3%) | 1 (1%) | 5 (3%) | 6 (2%) | 1 (0,8%) | 5 (2%) |
| IC | 6 (3%) | 2 (2%) | 6 (4%) | 16 (5%) | 1 (0,8%) | 13 (5%) |
| GFC | 6 (3%) | 3 (3%) | 5 (3%) | 11 (3%) | 4 (3%) | 9 (4%) |
| IS | 6 (3%) | 3 (3%) | 6 (4%) | 10 (3%) | 3 (2%) | 7 (3%) |
| CIT | 5 (2%) | 1 (1%) | 3 (2%) | 8 (2%) | 2 (1%) | 6 (3%) |
| GS | 4 (2%) | 1 (1%) | 4 (3%) | 4 (1%) | 3 (2%) | 4 (2%) |
| GFS | 4 (2%) | 1 (1%) | 4 (2%) | 6 (2%) | 2 (1%) | 4 (2%) |
| GSB | 4 (2%) | 1 (1%) | 3 (1%) | 7 (2%) | 1 (0,5%) | 6 (3%) |
| PFC | 3 (1%) | 1 (1%) | 2 (1%) | 5 (1%) | 2 (1%) | 5 (2%) |
| Nf | 3 (1%) | 2 (2%) | 2 (1%) | 4 (1%) | 3 (2%) | 2 (0,9%) |
| FEM | 2 (1%) | 2 (2%) | 2 (1%) | 2 (0,5%) | 0 | 2 (0,9%) |
| OSB | 2 (1%) | 0 | 2 (1%) | 2 (0,5%) | 1 (0,5%) | 2 (0,9%) |
| OA | 1 (0,5%) | 1 (1%) | 0 | 3 (1%) | 2 (1%) | 1 (0,4%) |
| OS | 1 (0,5%) | 1 (1%) | 1 (0,5%) | 1 (0,2%) | 1 (0,5%) | 1 (0,4%) |
| GEM | 0 | 0 | 0 | 2 (0,5%) | 0 | 2 (0,9%) |

Nos baixios, ambas as localidades apresentaram um número de guildas equivalentes, sendo que entre “Consumidores de invertebrados aquáticos”, a Mata do

Brocuanha reuniu quatro espécies a mais que a Ilha do Cardoso (TABELA 5). No ambiente marinho, as duas localidades apresentaram três guildas, tendo um número superior de espécies compondo-as na Ilha do Cardoso. Já em voo, a Mata do Brocuanha reuniu duas guildas a mais que a Ilha do Cardoso (Consumidores de invertebrados terrestres e Pequenos frugívoros de copa; TABELA 5).

TABELA 5. Número total de espécies e frequência relativa (valores entre parênteses) de espécies de aves registradas dentro de cada guilda trófica nos ecossistemas de baixo, mar, urbano e em voo na Mata do Brocuanha e Parque Estadual Ilha do Cardoso. Em negrito aquelas guildas que apresentaram espécies e frequência relativa superior na Mata do Brocuanha. Legenda: **BCa** (Baixo da Ilha do Cardoso); **BCn** (Baixo da Mata do Brocuanha); **MCa** (Mar da Ilha do Cardoso); **MCn** (Mar da Mata do Brocuanha); **VCa** (em voo na Ilha do Cardoso); **VCn** (em voo na Mata do Brocuanha); **U** (Ecossistema urbano); **IEM** (Insetívoros de estrato médio); **OC** (Onívoros de copa); **P** (Piscívoros); **CIA** (Consumidores de invertebrados aquáticos); **OEM** (Onívoros de estrato médio); **N** (Nectarívoros); **ISb** (Insetívoros de sub-bosque); **CD** (Carnívoros diurnos); **GS** (Granívoros de solo); **CN** (Carnívoros noturnos); **IC** (Insetívoros de copa); **GFC** (Grandes frugívoros de copa); **IDA** (Insetívoros diurnos aéreos); **IS** (Insetívoros de solo); **CIT** (Consumidores de invertebrados terrestres); **GSb** (Granívoros de sub-bosque); **PFC** (Pequenos e médios frugívoros de copa); **Nf** (Necrófagos); **OSb** (Onívoros de sub-bosque); **OA** (Onívoros aquáticos); **OS** (Onívoro de solo); **GEM** (Granívoros de estrato médio).

| Guildas | BCa | BCn | MCa | MCn | VCa | VCn | U |
|----------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|----------|
| IEM | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4(5%) |
| OC | 1(3%) | 1(3%) | 0 | 0 | 0 | 0 | 10(13%) |
| P | 13(45%) | 13(39%) | 12(71%) | 8(67%) | 3(27%) | 3(30%) | 0 |
| CIA | 7(24%) | 11(33%) | 0 | 0 | 0 | 0 | 4(5%) |
| OEM | 1(3%) | 1(3%) | 0 | 0 | 0 | 0 | 4(5%) |
| N | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 9(12%) |
| ISb | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1(1%) |
| CD | 2(7%) | 2(6%) | 2(12%) | 1(8%) | 3(27%) | 2(20%) | 3(4%) |
| IDA | 0 | 0 | 0 | 0 | 5(45%) | 2(20%) | 4(5%) |
| CN | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2(3%) |
| IC | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2(3%) |
| GFC | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2(3%) |
| IS | 1(3%) | 1(3%) | 0 | 0 | 0 | 0 | 4(5%) |
| CIT | 1(3%) | 1(3%) | 0 | 0 | 0 | 1(10%) | 1(1%) |
| GS | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7(9%) |
| GSb | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2(3%) |
| PFC | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2(20%) | 2(3%) |
| Nf | 2(7%) | 2(6%) | 3(18%) | 3(25%) | 0 | 0 | 3(4%) |
| OSb | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| OA | 1(3%) | 1(3%) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| OS | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| GEM | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

Baseando-se apenas nos itens alimentares das espécies por ecossistema, a guilda de insetívoros, seguida de onívoros mostraram-se como predominantes no manguezal, restinga e ecossistema urbano. No baixio, mar e voo predominaram piscívoros. (FIGURA 5).

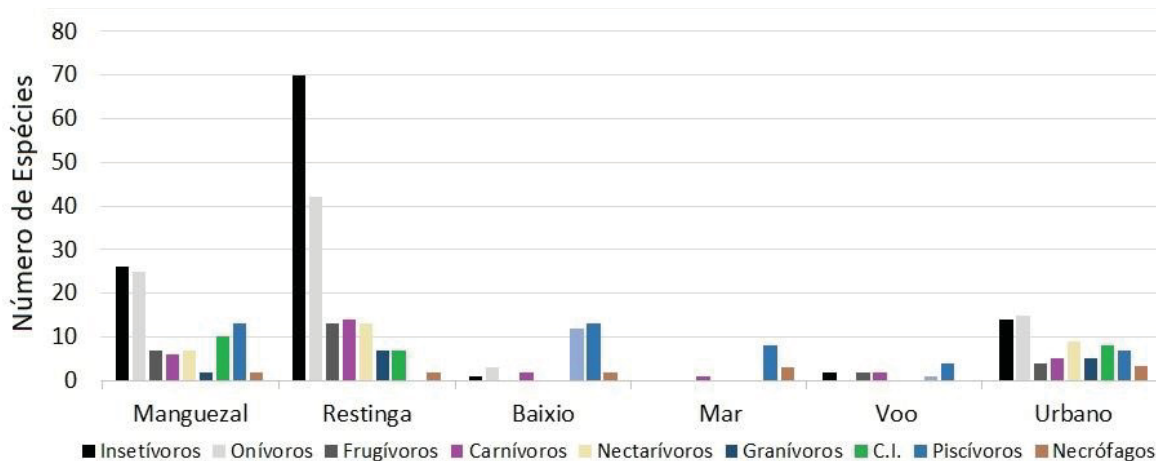


FIGURA 5. Número de espécies de aves que compoem cada hábito alimentar nos ecossistemas amostrados. A presente divisão em guildas levou em conta apenas os itens alimentares de cada espécie. Legenda: (C.I.) Consumidores de invertebrados.

4 DISCUSSÃO

Diante do histórico de alterações que a Mata do Brocuanha foi e está exposta, o número de espécies registradas ainda pode ser considerado expressivo, uma vez que corresponde a 62% das espécies que ocorrem na Ilha do Cardoso, local bem mais preservado onde tais pressões estão praticamente ausentes. Soma-se ainda o fato de abrigar 15 espécies endêmicas e 16 sob risco de extinção, além de servir de destino ou ponto de parada para alimentação, descanso e reprodução para 24 espécies migratórias. Comparado ao Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC), a Mata do Brocuanha ainda abriga 83% das espécies endêmicas e com algum risco de extinção. Tal percentual chama a atenção se levarmos em conta o histórico de alterações ambientais que a área foi e está exposta. Sendo assim, para as aves de hábitos terrestres, provavelmente as áreas de entorno que apresentam um melhor estado de conservação puderam servir de refúgio, utilizando-as como uma extensão de sua área de vida. Já o ambiente marinho, vale ressaltar que estes não sofreram grandes impactos ao longo do tempo e ainda se encontram em bom estado de conservação (MMA 2018), garantindo, portanto, a manutenção das espécies a eles associadas.

A restinga foi o ecossistema que concentrou o maior número de espécies (n=170). Tais números se justificam primeiramente pela estrutura arbórea e arbustiva da própria restinga que ocupa grande parte da área, bem como a conexão, mesmo que com algumas barreiras antrópicas, como propriedades rurais e estradas, com remanescentes mais bem preservados no seu entorno. Somado a isso, o fato de abranger áreas alteradas e em diferentes estados de regeneração, propicia habitats para aves de ambientes abertos, como *Crotophaga ani* (anu-preto), *Guira guira* (anu-branco), *Zonotrichia capensis* (tico-tico), *Vanellus chilensis* (quero-quero), *Furnarius rufus* (joão-de-barro) e *Thamnophilus ruficapillus* (choca-de-chapéu-vermelho), além de espécies exóticas presentes no entorno (ecossistema urbano), como *Passer domesticus* (pardal), *Estrilda astril* (bico-de-lacre) e *Columba livia* (pombo-doméstico). Resultados semelhantes são citados em vários estudos que abordam os efeitos das alterações ambientais em nível de comunidade, onde a transformação em áreas abertas propicia a colonização de espécies de aves que antes não eram registradas no ambiente florestal (ANJOS 1998; LEES & PERES 2006; HERNANDEZ 2016; WILLRICH 2016). Diante desse aporte de espécies, vale a pena ressaltar que se compararmos duas áreas com diferentes níveis de degradação levando em conta apenas o número de espécies, podemos tender a uma interpretação precipitada de que a riqueza ainda pode ser mantida. Sendo assim é essencial que se avalie as características ecológicas de cada uma das espécies que compõem a comunidade somado, se possível, a dados de abundância das mesmas.

A Mata do Brocuanha é composta por áreas de manguezal menos expressivas se comparadas à restinga, seja devido as suas características originais ou pelo fato de que houve supressão durante o loteamento da área. No entanto, mesmo diante disso, os remanescentes se mostram importantes para a manutenção da avifauna, uma vez que a área contempla 62% das espécies encontradas na Ilha do Cardoso incluindo algumas de destaque, como *Rallus longirostris* (saracura-matraca), *Conirostrum bicolor* (figuinha-do-mangue) e *Eudocimus ruber* (guará). Tais fragmentos, portanto, além de servirem de habitats permanentes para algumas espécies, podem funcionar como corredores que conectam à outras áreas. No norte da Austrália, Mohd-azlan & Lawes (2011) constataram que em áreas de manguezal que foram fragmentadas, mas apresentavam no seu entorno remanescentes maiores, reuniam uma riqueza maior de espécies de aves do que aqueles fragmentos isolados. Visto isso, caso não existissem áreas no entorno dos manguezais da Mata do

Brocuanha, após as alterações que a área sofreu, provavelmente a riqueza de espécies associadas a tal ecossistema teria reduzido, sendo gradualmente substituída por aquelas de ambientes alterados.

No ecossistema urbano um total de 74 espécies foram registradas. Muito dessa riqueza se deve pelo fato de que a cidade é circundada por áreas de restinga e manguezal. Comumente, cidades que possuem no seu interior ou nos arredores áreas verdes, asseguram a permanência ou propiciam o estabelecimento de várias espécies de aves, visto a presença de locais para abrigo, alimentação e reprodução para os indivíduos (CROCI *et al.* 2008). Sendo assim, esse mosaico de paisagens no entorno da cidade de Cananéia contribui diretamente para a ocorrência de várias espécies na matriz urbana.

Um dos exemplos mais expressivos em Cananéia envolve a espécie *Amazona brasiliensis* (papagaio-da-cara-roxa), onde grupos numerosos com até 300 indivíduos sobrevoam a cidade ao amanhecer e ao final da tarde, quando se deslocam para as áreas de dormitório ou alimentação. Outro caso que vale ressaltar foi o registro de um indivíduo de *Tangara peruviana* (saíra-sapucaia) dentro da cidade de Cananéia que havia sido anilhado 29 meses antes no manguezal da Mata do Brocuanha. Tal registro fortalece a importância da manutenção de áreas verdes no interior e no entorno dos centros urbanos para garantir a manutenção das espécies de aves, uma vez que ficou claro que existe um deslocamento de indivíduos entre os ecossistemas influenciado possivelmente pela disponibilidade de algum recurso.

Sazonalmente, as maiores riquezas foram obtidas no período de setembro a dezembro em ambos os anos, sendo justificado pelo fato de que nesse período a maioria das espécies de aves brasileiras iniciam suas atividades reprodutivas (SICK 2001), onde acabam se expondo mais (visualmente ou através de suas vocalizações), o que facilita o seu registro. Outro fator importante que contribui diretamente para o aumento da riqueza nesse período é a chegada de espécies migratórias, vindo em busca de áreas mais quentes e com oferta de alimento propícias para a reprodução (ALVES 2007).

No contexto das espécies migratórias ou daquelas que aportam na área por um breve período do ano durante suas rotas de migração, como indivíduos das famílias Charadriidae, Scolopacidae e Sternidae, destaca-se a importância das áreas de baixo localizadas nas margens da Mata do Brocuanha como sítio de alimentação e repouso. Áreas temporárias utilizadas pelas aves durante suas rotas migratórias são cruciais

para a sobrevivência dos indivíduos, uma vez que garantem os nutrientes necessários para que estas atinjam o seu destino e reproduzam (HUTTO 1998; MEHLMAN *et al.* 2005; BAIRLEIN 2016). Para as espécies residentes, como *Ardea alba* (garça-branca), *Ardea cocoi* (garça-moura), *Egretta thula* (garça-branca-pequena), *Egretta caerulea* (garça-azul), *Nycticorax nycticorax* (socó-dorminhoco), *Nyctanassa violacea* (savacu-de-coroa), *Eudocimus ruber* (guará) e *Platalea ajaja* (colhereiro) os baixios servem de uma importante fonte de alimento durante todo o ano, onde agregações interespecíficas são comumente observadas (COELHO 2009).

Em relação às capturas com redes-de-neblina, as espécies mais abundantes foram *R. bresilius* e *T. rufiventris*. A primeira, segundo Sick (2001), corresponde a uma espécie típica de áreas abertas e restingas arbustivas. Na Mata do Brocuanha, além das áreas abertas e restingas arbustivas, a espécie foi comumente observada nos manguezais (borda e interior), onde também foi a espécie mais abundante. Sendo assim, vale a ressalva de que, ao menos na região de Cananéia e Ilha do Cardoso (capítulos 1 e 2), o manguezal também é um ambiente típico para a ocorrência da espécie. Já *T. rufiventris* é comumente observada nos mais variados ambientes, sendo que em áreas alteradas e urbanizadas normalmente é a espécie de sabiá mais abundante (GASPERIN & PIZO 2009), fato este também observado por nós. Na restinga, a espécie mais abundante foi *C. caudata*, ave típica de ambientes florestais (SICK 2001) que, no presente caso, por ser encontrada em abundância nos remanescentes alterados, mostra-se pouco suscetível às alterações que foram impostas no ambiente. Um estudo comparando áreas de vida de *C. caudata* em áreas fragmentadas e contínuas, demonstrou que a espécie tende a aumentar o seu território para contornar os efeitos da alteração ambiental (HANSBAUER *et al.* 2008), o que pode explicar a sua abundância e reduzida suscetibilidade na Mata do Brocuanha.

Ainda referente aos indivíduos capturados, as recapturas de *S. virescens* (após 18 meses), *R. bresilius* (após 16 meses), *D. turdina* (após 14 meses) e *M. rivularis* (após 12 meses) reflete o grau de residência de tais espécies, podendo tais dados contribuir para reforçar a territorialidade que é típica da maioria das espécies de passeriformes, expressada principalmente durante o período reprodutivo (SICK 2001). No caso específico da recaptura de dois indivíduos juntos de *M. rivularis* no ano seguinte em que foram anilhados, pode nos levar a supor que se trata de um casal (a espécie não possui dimorfismo sexual; RIDGELY *et al.* 2016), visto que ambas

ocorreram em setembro, período em que comumente as espécies estão iniciando as atividades reprodutivas (MARINI & DURÂES 2001). Somado a isso, além da já descrita divisão dos cuidados parentais citado por Sick (2001), tal resultado nos levaria a especular que a espécie possa ter hábitos monogâmicos.

A Mata do Brocuanha reúne um menor número de espécies registradas em relação a Ilha do Cardoso, seja na comunidade como um todo ou quando analisado os ecossistemas separadamente. A única exceção foi observada no baixio, onde a Mata do Brocuanha reuniu um maior número de espécies ($n_{\text{Brocuanha}}=34$ e $n_{\text{Cardoso}}=29$). Na Ilha do Cardoso, mesmo apresentando vastas áreas de baixio ao longo da Baía de Trapandé e do Canal de Ararapira, as aglomerações interespecíficas são menos evidentes, muito provavelmente porque devido à sua extensão, as aves acabam se dispersando mais, o que dificulta o seu registro.

Baseado no número de espécies da Ilha do Cardoso, como esperado, a Mata do Brocuanha sofreu um decréscimo dos valores de riqueza, consequência comumente citada para áreas que sofrem alterações ambientais (RIBON *et al.* 2003; MARTENSEN *et al.* 2008; ANJOS *et al.* 2011; KANG *et al.* 2015; ALEXANDRINO *et al.* 2017), sendo mais intensa quando a transformação visa a criação de uma matriz urbana (MARZLUFF 2001; SETO *et al.* 2012). Porém, mesmo diante disso, ao analisarmos a riqueza obtida através dos três métodos utilizados (visual, auditiva e captura com redes-de-neblina), o total de espécies registradas ainda se mostra expressivo, uma vez que os ecossistemas apresentam uma similaridade de 71 a 88% com a Ilha do Cardoso. Tal percentual pode ser decorrente do fluxo de espécies das áreas de entorno para a Mata do Brocuanha e pelo fato de que as alterações mais expressivas na área ocorreram há mais de 15 anos, o que possibilitou que aos poucos as espécies fossem se restabelecendo. Importante frisar também no que se refere a comunidade como um todo, que a Ilha do Cardoso abriga florestas e praias, ecossistemas que estão ausentes na Mata do Brocuanha. Sendo assim, a ausência das espécies típicas de tais ecossistemas ($n=37$ na floresta e $n=10$ no ecossistema de praia; Capítulo 1) já era esperada.

A exemplo do que acontece com a riqueza, a abundância das aves após alterações antrópicas no ambiente, tende a decair, levando a extinção local daquelas espécies mais suscetíveis (GOERCK 1997; DEVELEY 2004; PEREIRA *et al.* 2014; MORANTE-FILHO *et al.* 2015). Isso explica o fato da abundância de aves na Mata do

Brocuanha comparada a Ilha do Cardoso ser significativamente inferior nos ecossistemas compartilhados e na comunidade como um todo.

Assim como os resultados obtidos para abundância e riqueza de espécies, a diversidade também se mostra inferior na Mata do Brocuanha quando comparada à Ilha do Cardoso. Alterações feitas em um ecossistema podem levar à criação de novos ambientes a serem explorados pelas espécies de aves, sendo no presente caso, representados por áreas em diferentes estágios de regeneração, capoeiras, “areiões” e taquarais, o que poderia assegurar, graças ao aporte de espécies mais generalistas, uma manutenção ou até elevação da diversidade de espécies. Tal resultado foi relatado por Mancini *et al.* (2018) nos manguezais em São Sebastião (SP), onde áreas que sofreram alterações tiveram uma elevação na diversidade de espécies comparadas àquelas mais preservadas. No presente caso, mesmo com a criação de novos ambientes, o número de espécies colonizadoras ou a elevação da abundância daquelas já residentes, não foram suficientes para suprir a perda de espécies ou de indivíduos mais suscetíveis e garantir a manutenção da diversidade local.

O fato da Mata do Brocuanha possuir 24 das 25 guildas identificadas na Ilha do Cardoso demonstra que praticamente todos os nichos na área ainda estão presentes após as alterações ambientais. Além disso, as alterações podem não ter sido tão drásticas a ponto de comprometer a estrutura básica da comunidade, uma vez que em áreas expostas a um processo mais intenso de urbanização, guildas envolvendo onívoros generalistas, granívoros e insetívoros aéreos tendem a dominar sobre as demais (CROCI *et al.* 2008).

Em ambas as localidades as guildas mais representativas foram compostas por insetívoros, onívoros e piscívoros, visto que a principal diferença está no número de espécies que as compõem, sendo todos inferiores na Mata do Brocuanha. Essa redução na abundância é esperada em ambientes alterados, se intensificando mais no caso de frugívoros e insetívoros (MORANTE-FILHO *et al.* 2015). Para as aves insetívoras, o decréscimo no número de espécies normalmente ocorre em decorrência da queda na abundância de insetos, redução de áreas propícias para reprodução e uma maior exposição decorrente das alterações ambientais (SODHI *et al.* 2014). Insetívoros trepadores das famílias Dendrocolaptidae (arapaçus) e Picidae (pica-paus) são citados por Willis (1979) como as primeiras espécies a desaparecerem em decorrência da supressão florestal. No que se refere aos arapaçus, a Mata do Brocuanha abriga duas das cinco espécies que ocorrem na Ilha do Cardoso, sendo a

mais abundante *D. turdina*, enquanto que pica-paus, abriga nove das 10 espécies da referida área. Para Dendrocolaptidae, portanto, as alterações ambientais podem justificar a redução no número de espécies. Já para Picidae, a permanência de praticamente todas as espécies pode estar associada a maior capacidade de deslocamento e maior conspicuidade dos pica-paus, assim como observado em campo, o que possibilita um maior deslocamento entre a área e os remanescentes ao redor.

Frugívoros de copa e de solo de grande porte, como *Penelope* spp. (jacus), e *Pyroderus scutatus* (pavó) estão ausentes na Mata do Brocuanha, estando tais guildas atualmente representadas apenas por Columbiformes, *Crypturellus obsoletus* (inhambuquauçu) e *Procnias nudicollis* (araponga). Baseado no histórico da área, a ausência de tais espécies provavelmente está associada à supressão florestal e a caça, uma vez que frugívoros comumente são citados como as primeiras espécies a entrarem em decréscimo em áreas alteradas (GOMES *et al.* 2008; BREGMAN *et al.* 2014).

Grandes frugívoros desempenham um papel fundamental na manutenção do ecossistema, uma vez que estes atuam como dispersores de uma ampla variedade de espécies de plantas que não são dispersas por frugívoros menores (HOWE & MIRITI 2004; FORGET *et al.* 2011; MUELLER *et al.* 2014). Um exemplo relacionado a isso envolve o palmito-juçara (*Euterpe edulis*), que não apresenta exemplares adultos de grande porte na Mata do Brocuanha, apenas pequenos agrupamentos de indivíduos jovens em pontos isolados da área. Sua ausência, provavelmente, se deve ao extrativismo efetuado no passado associado a carência de dispersores na área, onde os indivíduos atuais provavelmente são oriundos de frutos ingeridos no entorno e dispersos por espécies como *P. nudicollis*, *Trogon viridis* (surucuá-de-barriga-amarela) ou mesmo de menor porte, como *Turdus* spp. (sabiás).

5 CONCLUSÃO

Nossa hipótese inicial de que a riqueza, abundância, diversidade, número e frequência relativa de guildas tróficas difere entre os locais (Ilha do Cardoso e a Mata do Brocuanha) e entre os ecossistemas associados (manguezal e restinga), sendo inferiores na Mata do Brocuanha foi confirmada (com exceção da riqueza do ecossistema marinho e dos baixios). Porém, algumas ressalvas mereçam ser feitas,

principalmente no que se refere à riqueza de espécies e ao número de guildas identificadas: No que se refere à riqueza, mesmo diante de um número reduzido de espécies comparado à Ilha do Cardoso, a Mata do Brocuanha conserva ainda 62% de sua avifauna original (mesmo abrigando dois ecossistemas a menos que a Ilha do Cardoso), além de servir como um importante ponto de parada ou destino para espécies migratórias. Já para o número de guildas identificadas, apenas uma está ausente (Granívoros de Estrato Médio). Com isso, subentende-se que praticamente todos os nichos na área ainda estão presentes após as alterações ambientais, estando a diferença restrita ao número de espécies que compõem cada guilda.

As ausências na Mata do Brocuanha se restringem a espécies mais suscetíveis às alterações ambientais e, em alguns casos, perseguidas para fins cinegéticos, como é o caso de *Penelope* spp. e *Pyroderus scutatus*. Tais ausências, entretanto, trazem consequências diretas no processo de regeneração da área, visto sua importância como potenciais dispersores de sementes.

Pensando no histórico de alterações, podemos afirmar que os impactos na comunidade só não foram maiores devido ao fato de que a área não se encontra isolada, o que garante um aporte de indivíduos oriundos do entorno. Tal constatação, ainda eleva a importância da Mata do Brocuanha, pensando que esta pode servir de uma extensão do entorno ou um corredor que interliga outros remanescentes maiores. Somado a isso, as recapturas efetuadas nos fornecem dados para afirmar que algumas espécies são fiéis à área e, sendo assim, os remanescentes ainda propiciam as condições necessárias para a manutenção de várias espécies. Por fim, com o presente estudo, buscamos trazer informações que possam ajudar a entender os efeitos que ocorrem na comunidade de aves em áreas que foram alteradas, chamando a atenção para a importância de sua conservação.

6 REFERÊNCIAS

AÇÃO CIVIL PÚBLICA. Comarca de Cananéia. **Ministério Público do Estado de São Paulo**. Protocolo 403/01, 2001.

ALEIXO, A.; VIELLIARD, J.M.E. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 3, p. 493-511, 1995.

ALEXANDRINO, E. R.; BUECHLEY, E. R.; KARR, J. R.; DE BARROS, K. M. P. M.; DE BARROS FERRAZ, S. F.; DO COUTO, H. T. Z.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H. Bird based Index of Biotic Integrity: Assessing the ecological condition of Atlantic Forest patches in human-modified landscape. **Ecological Indicators**, v. 73, p. 662-675, 2017.

ALVES, M. A. S. 2007. Sistemas de migrações de aves em ambientes terrestres no Brasil: exemplos, lacunas e propostas para o avanço do conhecimento. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 2, p. 243-250, 2007.

ANJOS, L. Consequências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. **Série técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 87-94, 1998.

ANJOS, L.; COLLINS, C. D.; HOLT, R. D.; VOLPATO, G. H.; MENDONÇA, L. B.; LOPES, E. V.; BÓÇON, R.; BISHEIMER, M. V.; SERAFINI, P. P.; CARVALHO, J. Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 144, p. 2213-2222, 2011.

AWADE, M.; METZGER, J. P. Importance of functional connectivity to evaluate the effect of habitat fragmentation for three Atlantic Rainforest birds. **Austral Ecology**, v. 33, p. 863-871, 2008.

BAIRLEIN, F. Migratory birds under threat. **Science**, v. 354, n. 6312, p. 547-548, 2016.

BIERREGAARD, R. O. Jr.; P. C. STOUFFER. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD Jr, R. O. (Eds). **Tropical forest remnants: Ecology, management, conservation of fragmented communities**. p. 138-155. University of Chicago Press, Chicago, 1997.

BOVO, A. A. D. A.; MAGIOLI, M.; PERCEQUILLO, A. R.; KRUSZYNSKI, C.; ALBERICI, V.; MELLO, M. A.; CORREA, L. S.; GEBIN, J. C. Z.; RIBEIRO, Y. G. G.; COSTA, F. B.; RAMOS, V. N.; BENATTI, H. R.; LOPES, B.; MARTINS, M. Z. A.; DINIZ-REIS, T. R.; CAMARGO, P. B.; LABRUNA, M. B.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; RAMOS,

V. N. Human-modified landscape acts as refuge for mammals in Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, 2018.

BRADSHAW, C. J. A.; SODHI, N. S.; BROOK, B. W. Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. **Frontiers in Ecology and Environment**, v. 7, p. 79-87, 2009.

BREGMAN, T. P.; SEKERCIOGLU, C. H.; TOBIAS, J. A. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: implications for ecosystem function and conservation. **Biological Conservation**, v. 169, p. 372-383, 2014.

COELHO T. Diversidade de espécies e comportamento de uma comunidade de aves estuarinas em um baixio no lagamar de Cananéia, litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado (Zoologia), Universidade Federal do Paraná, 2009.

CROCI, S.; BUTET, A.; CLERGEAU, P. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? **The Condor**, v. 110, n. 2, p. 223-240, 2008.

CROOKS, K. R. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 2, p. 488-502, 2002.

DAVIES, K.F.; MAGULES, C.R.; LAWRENCE, J.F. 2000. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? **Ecology**, v. 81, n. 5, p. 1450-1461.

DEVELEY, P. F. Efeitos da fragmentação e do estado de conservação da floresta na diversidade de aves de Mata Atlântica. **Efeitos da Fragmentação e do estado de Conservação da Floresta da diversidade de aves de Mata Atlântica**, 2004.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487-415, 2003.

FERRAZ, G.; NICHOLS, J. D.; HINES, J. E.; STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD JR, R. O.; LOVEJOY, T. E. A Large-Scale Deforestation Experiment: Effects of Patch Area and Isolation on Amazon Birds. **Science**, v. 315, p. 238-241, 2007.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global ecology and biogeography**, v. 16, n. 3, p. 265-280, 2007.

FORGET, P. M.; JORDANO, P.; LAMBERT, J. E.; BOEHNING-GAESE, K.; TRAVESET, A.; JOSEPH WRIGHT, S. Frugivores and seed dispersal (1985-2010): the 'seeds' dispersed, established and matured. **Acta Oecologica International Journal of Ecology**, v. 37, p. 517–520, 2011.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; ARAUJO, I. S.; AVILA-PIRES, T.C.; BONALDO, A. B.; COSTA, J. E.; ESPOSITO, M. C.; FERREIRA, L. V.; HAWES, J.; HERNANDEZ, M. I. M.; HOOGLMOED, M. S.; LEITE, R. N.; LO-MANHUNG, N. F.; MALCOLM, J. R.; MARTINS, M. B.; MESTRE, L. A. M.; MIRANDA-SANTOS, R.; OVERAL, W. L.; PARRY, L.; PETERS, S. L.; RIBEIRO-JUNIOR, M. A.; SILVA, M. N. F.; SILVA MOTTA, C.; PERES, C. A. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. **Ecology Letters** v. 11, p. 139-150, 2008.

GASPERIN, G.; PIZO, M. A. Frugivory and habitat use by thrushes (*Turdus* spp.) in a suburban area in south Brazil. **Urban ecosystems**, v. 12, n. 4, p. 425, 2009.

GIRAUDO, A. R.; MATTEUCCI, S. D.; ALONSO, J.; HERRERA, J.; ABRAMSON, R. R. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 1251-1265, 2008.

GOERCK, J. M. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. **Conservation Biology**, v. 11, p. 112-118, 1997.

GOMES, L. G.; OOSTRA, V.; NIJMAN, V.; CLEEF, A. M.; KAPPELLE, M. Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest. **Biological Conservation**, v. 141, n. 3, p. 860-871, 2008.

GONZAGA, L. P.; CASTIGLIONI, G. Aves das montanhas do sudeste do Brasil. **Arquivo Sonoro Prof. Elias Coelho (ASEC)**. Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, UFRJ, 2001.

HANSBAUER, M. M.; STORCH, I.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Comparative range use by three Atlantic Forest understory bird species in relation to forest fragmentation. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n. 3, p. 291-299, 2008.

HECTOR, A.; BAGCHI, R. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. **Nature**, v. 448, n. 7150, p. 188, 2007.

HENLE, K.; DAVIES, K. F.; KLEYER, M.; MARGULES, C.; SETTELE, J. Predictors of species sensitivities to fragmentation. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 207-251, 2004.

HERNANDEZ, J. P. Avian biodiversity in a pasture-dominated ecosystem. **Journal of Caribbean Ornithology**, v. 29, p. 21-27, 2016.

HOWE, H. F.; MIRITI, M. N. When seed dispersal matters. **BioScience**, v. 54, p. 651–660, 2004.

HUTTO, R. L. On the importance of stopover sites to migrating birds. **The Auk**, v. 115, n. 4, p. 823-825, 1998.

IUCN – RED LIST OF THREATENED SPECIES. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em: 11 de maio de 2018.

KANG, W.; MINOR, E. S.; PARK, C. R.; LEE, D. Effects of habitat structure, human disturbance, and habitat connectivity on urban forest bird communities. **Urban ecosystems**, v. 18, n. 3, p. 857-870, 2015.

KISSLING, W. D.; SEKERCIOGLU, C. H.; JETZ, W. Bird dietary guild richness across latitudes, environments and biogeographic regions. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 3, p. 328-340, 2012.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. Addison Wesley Educational Publishers, Menlo Park, 1999.

LAURENCE, W. F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australia Tropical Rain Forest mammals. **Conservation Biology**, v. 5, p. 79-89, 1991.

LEES, A. C.; PERES, C. A. Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. **Biological Conservation**, v. 133, n. 2, p. 198-211, 2006.

MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. **Trends in ecology & evolution**, v. 27, n. 1, p. 19-26, 2012.

MANCINI, P. L.; REIS-NETO, A. S.; FISCHER, L. G.; SILVEIRA, L. F.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Differences in diversity and habitat use of avifauna in distinct mangrove areas in São Sebastião, São Paulo, Brazil. **Ocean & Coastal Management**, 2018.

MANNING, P.; PLAS, F.; SOLIVERES, S.; ALLAN, E.; MAESTRE, F. T.; MACE, G.; WITTINGHAM, M. J.; FISCHER, M. Redefining ecosystem multifunctionality. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, n. 3, p. 427, 2018.

MARINI, M. Â.; DURÃES, R. D. Annual pattern of molt and reproductive activity of Passerines in south-central Brazil. **The Condor**, v. 115, p. 767-775, 2001.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, p. 2184-2192, 2008.

MARZLUFF, J. M.; BOWMAN, R.; DONNELLY, R. A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches. In: **Avian ecology and conservation in an urbanizing world**. Springer, Boston, MA, p. 1-17, 2001.

MCKINNEY, M. L. Urbanization, biodiversity and conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. **Bioscience**, Oxford, v. 52, n. 10, p. 883-890, 2002.

MEHLMAN, D. W.; MABEY, S. E.; EWERT, D. N.; DUNCAN, C.; ABEL, B.; CIMPRICH, D.; SUTTER, R. D.; WOODREY, M. Conserving stopover sites for forest-dwelling migratory landbirds. **The Auk**, v. 122, n. 4, p. 1281-1290, 2005.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. Lista Nacional Oficial das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Portaria n. 444, de 17 de dezembro de 2014. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF. Seção 1, 245, p. 121-126, 2014.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Disponível em:< <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/instrumentos-de-gestao/s%C3%ADrios-ramsar>>. Acessado em 14 de maio de 2018.

MOHD-AZLAN, J.; LAWES, M. J. The effect of the surrounding landscape matrix on mangrove bird community assembly in north Australia. **Biological Conservation**, v. 144, n. 9, p. 2134-2141, 2011.

MORANTE-FILHO, J. C.; FARIA, D.; MARIANO-NETO, E.; RHODES, J. Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. **PLoS One**, v. 10, n. 6, e0128923, 2015.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. Introduction: the Brazilian atlantic forest. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 786-792, 2000.

MORELLI, F.; MOUSSEAU, T. A.; MØLLER, A. P. Cuckoos vs. top predators as prime bioindicators of biodiversity in disturbed environments. **Journal of environmental radioactivity**, v. 177, p. 158-164, 2017.

MUELLER, T.; LENZ, J.; CAPRANO, T.; FIEDLER, W.; BÖHNING-GAESE, K. Large frugivorous birds facilitate functional connectivity of fragmented landscapes. **Journal of applied ecology**, v. 51, n. 3, p. 684-692, 2014.

MYERS N. Threatened biotas: "Hot spots" in tropical forests. **The Environmentalist**, v. 8, p. 1-20, 1988.

NEWMARK, W. D. Tropical Forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara mountains, Tanzania. **Conservation Biology**, v. 5, p. 67-78, 1991.

PEREIRA, G. A.; DANTAS, S. D. M.; SILVEIRA, L. F.; RODA, S. A.; ALBANO, C.; SONNTAG, F. A.; LEAL, S.; PERIQUITO, M. C.; MALACCO, G. B.; LEES, A. C. Status of the globally threatened forest birds of northeast Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 54, n. 14, p. 177-194, 2014.

PIACENTINI, V. Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; MAURÍCIO, G. N.; PACHECO, J. F.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L. F.; BETINI, G. S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A. C.; LIMA, L. M.; PIOLI, D.; SCHUNCK, F.; AMARAL, F. R.; BENCKE, G. A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L. F. A.; STRAUBE, F. C.; CESARI, E. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornithologia-Brazilian Journal of Ornithology**, v. 23, n. 2, p. 90-298, 2015.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S. Vivendo em um Mundo em pedaços: Efeitos da Fragmentação Florestal sobre Comunidades e Populações Animais. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALHO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. (Eds) **Biologia da Conservação Essências**, p 331-260, 2006.

PRIMACK, R; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Planta, 2001.

RAD, B. B. Waterbirds as Bio-indicators in Lake Uromia Ecosystem Changes. **International Journal of Marine Science**, v. 6, n. 43, 2016.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017. URL <http://www.R-project.org/>.

RENJIFO, L. M. Composition Changes in a Subandean Avifauna after LongTerm Forest Fragmentation. **Conservation Biology**, v. 13, p. 1124-1139, 1999.

RESOLUÇÃO n°4 DO CONAMA. Dispões sobre a definição de vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica. Artigo 3º incisos VII e VIII. **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente**, 1985.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIBON, R.; SIMON, J. E.; MATTOS, G. T. DE. 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. **Conservation Biology** v. 17, p. 1827-1839, 2003.

RIDGELY, R. S.; GWYNNE, J. A.; TUDOR, G.; ARGEL. M. **Aves do Brasil – Mata Atlântica do Sudeste**, São Paulo: Editora Horizonte, 2015.

SETO, K. C.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L. R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 40, p. 16083-16088, 2012.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. 2ª Ed, Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2001.

SILVEIRA, L. F.; BENEDICTO, G. A.; SCHUNCK, F.; SUGIEDA, A. M. Aves. In. BRESSAN, P. M.; KIERULFF, M. C. M.; SUGIEDA, A. M, (Eds). **Fauna ameaçada de**

extinção no Estado de São Paulo: vertebrados, Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2009.

SIMBERLOFF, D. S.; ABELLE, L. G. 1982. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. **The American Naturalist**, v. 120, p. 41-50, 1982.

SODHI, N. S.; LIOW, L. H.; BAZZAZ, F. A. Avian extinction from tropical and subtropical forests. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic**, v. 35, p. 323-345, 2004.

STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER, T. A.; MOSKOVITS, D. K. **Neotropical birds: Ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1996.

STEPHENS, S. E.; KOONS, D. N.; ROTELLA, J. J.; WILLEY, D. W. Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. **Biological Conservation**, v. 115, n. 1, p. 101-110, 2004.

TERBORGH, J.; ROBINSON S. K.; PARKER III, T. A.; MUNN, C. A.; PIERPONT, N. Structure and organization of Amazonian forest bird community. **Ecological Monographs**, v. 60, n. 2, p. 213-238, 1990.

UEZU, A. 2006. Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema. Tese de doutorado: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 202 p.

ULRICH, W.; LENS, L.; TOBIAS, J. A.; HABEL, J. C. Contrasting patterns of species richness and functional diversity in bird communities of East African cloud forest fragments. **PloS one**, v. 11, n. 11, e0163338, 2016.

VELLIARD, J. E. M. **Cantos de aves do Brasil, Cd 1**. UNICAMP. Campinas, 1995a.

VELLIARD, J. E. M. **Guia sonoro das aves do Brasil, Cd 1**. UNICAMP, Campinas, 1995b.

WIKI AVES. Disponível em: <www.wikiaves.com/258107>. Acesso em: 11 de maio de 2018.

WILCOVE, D. S.; ROBINSON, S. K. The impact of forest fragmentation on bird communities in eastern North America. **Biogeography and ecology of forest bird communities**. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, p. 319-331, 1990.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brasil. **Papéis Avulsos, Zoologia**, v. 33, p. 1-25, 1979.

WILLRICH, G.; CALSAVARA, L. C.; LIMA, M. R.; DE OLIVEIRA, R. C.; BOCHIO, G. M.; ROSA, G. L. M.; MUZI V. C; DOS ANJOS, L. Twenty-three years of bird monitoring reveal low extinction and colonization of species in a reserve surrounded by an extremely fragmented landscape in southern Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 24, n. 3, p. 235-259, 2016.

XENO-CANTO. Disponível em: <www.xeno-canto.org/8484>. Acesso em: 11 de maio de 2018.

| Ordenamento Taxonômico | Ambiente de Ocorrência | | | | | | Status | FO | Guilda | |
|--|------------------------|---|---|----|---|---|--------|------|--------|----|
| | M | R | B | Mr | V | U | | | | |
| Família Pandionidae (1) | | | | | | | | | | |
| <i>Pandion haliaetus</i> (Linnaeus, 1758) | - | - | - | - | X | - | VN | 4% | P | |
| Família Accipitridae (5) | | | | | | | | | | |
| <i>Elanus leucurus</i> (Vieillot 1818) | - | X | - | - | - | - | VO | 4% | CD | |
| <i>Urubitinga urubitinga</i> (Gmelin, 1788) | X | X | - | - | - | - | Re | 20% | CD | |
| <i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788) | X | X | - | - | - | X | Re | 100% | CD | |
| <i>Pseudastur polionotus</i> (Kaup, 1847) | - | - | - | - | X | - | VO | 4% | CD | Am |
| <i>Spizaetus tyrannus</i> (Wied, 1820) | - | - | - | - | X | - | VO | 8% | CD | Am |
| Ordem Gruiformes | | | | | | | | | | |
| Família Aramidae (1) | | | | | | | | | | |
| <i>Aramus guarana</i> (Linnaeus, 1766) | - | X | - | - | - | X | VO | 4% | CIA | |
| Família Rallidae (6) | | | | | | | | | | |
| <i>Rallus longirostris</i> Boddaert, 1783 | X | - | X | - | - | - | Re | 100% | CIA | Am |
| <i>Aramides mangle</i> (Spix, 1825) | X | - | - | - | - | - | VO | 16% | CIA | Am |
| <i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776) | X | X | X | - | - | X | Re | 100% | CIA | |
| <i>Amaurolimnas concolor</i> (Gosse, 1847) | - | X | - | - | - | - | Re | 24% | CIT | |
| <i>Laterallus melanophaius</i> (Vieillot, 1819) | X | - | - | - | - | - | Re | 36% | CIA | |
| <i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819) | X | - | - | - | - | - | RI | 20% | CIA | |
| Ordem Charadriiformes | | | | | | | | | | |
| Família Charadriidae (5) | | | | | | | | | | |
| <i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782) | X | X | X | - | - | X | Re | 100% | CIT | |
| <i>Pluvialis dominica</i> (Statius Muller, 1776) | - | X | - | - | - | - | VO | 4% | CIA | |
| <i>Charadrius semipalmatus</i> Bonaparte, 1825 | - | - | X | - | - | - | Re | 36% | CIA | |
| <i>Charadrius collaris</i> Vieillot, 1818 | - | - | X | - | - | - | VO | 4% | CIA | |
| <i>Charadrius falklandicus</i> Latham, 1790 | - | - | X | - | - | - | VO | 8% | CIA | |
| Família Recurvirostridae (1) | | | | | | | | | | |
| <i>Himantopus melanurus</i> Vieillot, 1817 | - | - | X | - | - | - | VO | 4% | CIA | |

| Ordenamento Taxonômico | Ambiente de Ocorrência | | | | | | Status | FO | Guilda | |
|--|------------------------|---|---|----|---|---|--------|------|--------|--|
| | M | R | B | Mr | V | U | | | | |
| Família Thamnophilidae (8) | | | | | | | | | | |
| <i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823) | - | x | - | - | - | - | Re | 68% | IEM | |
| <i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> (Temminck, 1822) | - | x | - | - | - | - | RI | 16% | IEM | |
| <i>Thamnophilus ruficapillus</i> Vieillot, 1816 | - | x | - | - | - | x | RI | 12% | IEM | |
| <i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816 | x | x | - | - | - | x | Re | 100% | IEM | |
| <i>Hypoedaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816) | - | x | - | - | - | - | VO | 4% | IEM | |
| <i>Myrmoderus squamosus</i> (Pelzeln, 1868) | - | x | - | - | - | - | RI | 16% | ISb | |
| <i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818) | - | x | - | - | - | - | Re | 32% | ISb | |
| <i>Drymophila squamata</i> (Lichtenstein, 1823) | - | x | - | - | - | - | Re | 100% | ISb | |
| Família Formicariidae (1) | | | | | | | | | | |
| <i>Formicarius colma</i> Boddaert, 1783 | - | x | - | - | - | - | Re | 84% | IS | |
| Família Dendrocolaptidae (2) | | | | | | | | | | |
| <i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820) | - | x | - | - | - | - | Re | 56% | IEM | |
| <i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818) | - | x | - | - | - | - | Re | 24% | IEM | |
| Família Xenopidae (1) | | | | | | | | | | |
| <i>Xenops minutus</i> (Sparman, 1788) | - | x | - | - | - | - | Re | 44% | IEM | |
| Família Furnariidae (3) | | | | | | | | | | |
| <i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788) | x | x | - | - | - | x | Re | 100% | IS | |
| <i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819 | - | x | - | - | - | - | RI | 16% | ISb | |
| <i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856 | - | x | - | - | - | - | RI | 24% | ISb | |
| Família Pipridae (2) | | | | | | | | | | |
| <i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766) | x | x | - | - | - | - | Re | 40% | FEM | |
| <i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793) | x | x | - | - | - | - | Re | 100% | FEM | |
| Família Oxyruncidae (1) | | | | | | | | | | |
| <i>Oxyruncus cristatus</i> Swainson, 1821 | - | x | - | - | - | - | Mi | 20% | OC | |
| Família Tityridae (3) | | | | | | | | | | |
| <i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838) | - | x | - | - | - | - | Re | 100% | OEM | |
| <i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766) | - | x | - | - | - | - | VO | 4% | OC | |
| <i>Pachyrhamphus validus</i> (Lichtenstein, 1823) | - | x | - | - | - | - | Re | 24% | IEM | |

| Ordenamento Taxonômico | Ambiente de Ocorrência | | | | | | | Status | FO | Guilda |
|---|------------------------|---|---|----|---|---|------------------------------|--------|------|--------|
| | M | R | B | Mr | V | U | | | | |
| Família Cotingidae (1) | | | | | | | | | | |
| <i>Procnias nudicollis</i> (Vieillot, 1817) | | | | | | | araponga | Re | 56% | GFC |
| Família Platyrinchidae (1) | | | | | | | | | | |
| <i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818 | - | x | - | - | - | - | patinho | Re | 40% | IEM |
| Família Rhynchocyclidae (7) | | | | | | | | | | |
| <i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846 | - | x | - | - | - | - | abre-asa-de-cabeça-cinza | RI | 16% | IEM |
| <i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846 | x | x | - | - | - | - | cabeçudo | Re | 100% | IEM |
| <i>Phylloscartes kronei</i> Willis & Oniki, 1992 | - | x | - | - | - | - | maria-da-restinga | VO | 8% | IC |
| <i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825) | - | x | - | - | - | - | bico-chato-de-orelha-preta | Re | 68% | IEM |
| <i>Todirostrum poliocephalum</i> (Wied, 1831) | - | x | - | - | - | - | teque-teque | VO | 8% | IEM |
| <i>Myiornis auriculares</i> (Vieillot, 1818) | - | x | - | - | - | - | miudinho | VO | 8% | ISb |
| <i>Hemitriccus orbitatus</i> (Wied, 1831) | - | x | - | - | - | - | tiririzinho-do-mato | VO | 4% | IEM |
| Família Tyrannidae (27) | | | | | | | | | | |
| <i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824) | x | x | - | - | - | x | risadinha | Re | 100% | IEM |
| <i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822) | x | x | - | - | - | x | guaracava-de-barriga-amarela | Mi | 52% | OC |
| <i>Elaenia parvirostris</i> Pelzelin, 1868 | - | x | - | - | - | - | tuque-pium | VO | 8% | OC |
| <i>Elaenia obscura</i> (d’Orbigny & Lafresnaye, 1837) | x | x | - | - | - | - | tucão | Mi | 28% | OC |
| <i>Capsiempis flaveola</i> (Lichtenstein, 1823) | - | x | - | - | - | - | marianinha-amarela | RI | 12% | IEM |
| <i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822) | - | x | - | - | - | - | piolhinho | RI | 12% | IEM |
| <i>Phyllomyias griseicapilla</i> Sclater, 1862 | - | x | - | - | - | - | piohinho-serrano | VO | 8% | IEM |
| <i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817) | - | x | - | - | - | - | alegrinho | RI | 12% | IC |
| <i>Attila rufus</i> (Vieillot, 1819) | - | x | - | - | - | - | capitão-de-saíra | Re | 28% | IEM |
| <i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818) | - | x | - | - | - | - | bem-te-vi-pirata | Mi | 24% | OC |
| <i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859 | x | x | - | - | - | - | irré | Re | 100% | IEM |
| <i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789) | x | x | - | - | - | - | maria-cavaleira | RI | 20% | IEM |
| <i>Sirystes sibilator</i> (Vieillot, 1818) | - | x | - | - | - | - | gritador | RI | 12% | IC |
| <i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766) | x | x | x | - | - | - | bem-te-vi | Re | 100% | OC |
| <i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819) | - | x | - | - | - | x | suiriri-cavaleiro | Mi | 20% | IS |
| <i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776) | x | x | - | - | - | x | bem-te-vi-rajado | Mi | 36% | OC |

| Ordenamento Taxonômico | Ambiente de Ocorrência | | | | | | | Status | FO | Guilda |
|--|------------------------|---|---|----|---|---|--|--------|------|--------|
| | M | R | B | Mr | V | U | | | | |
| <i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766) | X | X | - | - | - | X | | Re | 28% | OC |
| <i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825) | X | X | - | - | - | X | | Re | 72% | OC |
| <i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819 | X | X | - | - | - | X | | Mi | 64% | IC |
| <i>Tyrannus savana</i> Daudin, 1802 | - | X | - | - | - | X | | Mi | 28% | IC |
| <i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818) | X | X | - | - | - | - | | Mi | 28% | OC |
| <i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776) | - | X | - | - | - | - | | Mi | 20% | ISb |
| <i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766) | X | X | X | - | - | X | | Re | 100% | IS |
| <i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831) | X | X | - | - | - | - | | Mi | 28% | ISb |
| <i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868) | - | X | - | - | - | - | | Mi | 36% | ISb |
| <i>Contopus cinereus</i> (Spix, 1825) | X | X | - | - | - | - | | RI | 12% | IC |
| <i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818) | - | X | - | - | - | - | | VO | 8% | IEM |
| Família Vireonidae (2) | | | | | | | | | | |
| <i>Hylophilus poicilotis</i> Temminck, 1822 | - | X | - | - | - | - | | RI | 12% | OEM |
| <i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817) | X | X | - | - | - | - | | Mi | 52% | OC |
| Família Corvidae (1) | | | | | | | | | | |
| <i>Cyanocorax caeruleus</i> (Vieillot, 1818) | X | X | - | - | - | X | | Re | 100% | OEM |
| Família Hirundinidae (5) | | | | | | | | | | |
| <i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817) | - | X | - | - | - | X | | Re | 28% | IDA |
| <i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817) | X | X | - | - | - | - | | Mi | 48% | IDA |
| <i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817) | - | X | - | - | - | X | | Re | 24% | IDA |
| <i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789) | X | X | - | - | - | X | | Re | 100% | IDA |
| <i>Tachycineta albiventer</i> (Boddaert, 1783) | - | - | - | - | - | X | | VO | 4% | IDA |
| Família Troglodytidae (2) | | | | | | | | | | |
| <i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823 | X | X | - | - | - | X | | Re | 100% | ISb |
| <i>Cantorchilus longirostris</i> (Vieillot, 1819) | X | X | - | - | - | - | | Re | 100% | ISb |
| Família Turdidae (4) | | | | | | | | | | |
| <i>Turdus flavipes</i> Vieillot, 1818 | X | X | - | - | - | - | | Mi | 40% | OEM |
| <i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818 | X | X | - | - | - | X | | Re | 100% | OEM |
| <i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850 | X | X | X | - | - | X | | Re | 100% | OEM |

| Ordenamento Taxonômico | Ambiente de Ocorrência | | | | | | Status | FO | Guilda |
|--|------------------------|---|---|----|---|---|--------|------|--------|
| | M | R | B | Mr | V | U | | | |
| <i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818 | x | x | - | - | - | - | Re | 68% | OEM |
| Família Mimidae (1) | | | | | | | | | |
| <i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823) | - | x | - | - | - | - | VO | 8% | OEM |
| Família Passerellidae (1) | | | | | | | | | |
| <i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776) | - | x | - | - | - | x | Re | 100% | GS |
| Família Parulidae (4) | | | | | | | | | |
| <i>Setophaga pitiayumi</i> (Vieillot, 1817) | x | x | - | - | - | - | Re | 100% | IEM |
| <i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789) | - | x | - | - | - | - | Re | 100% | ISb |
| <i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830) | x | x | - | - | - | - | Re | 100% | ISb |
| <i>Myiothlypis rivularis</i> (Wied, 1821) | x | x | - | - | - | - | Re | 100% | IS |
| Família Icteridae (4) | | | | | | | | | |
| <i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766) | x | x | - | - | - | x | Re | 100% | OC |
| <i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819) | - | x | - | - | - | - | RI | 12% | OC |
| <i>Pseudoleistes guirahuro</i> (Vieillot, 1819) | - | x | - | - | - | x | VO | 8% | GS |
| <i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789) | x | x | - | - | - | x | Mi | 60% | OS |
| Família Thraupidae (20) | | | | | | | | | |
| <i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819) | - | x | - | - | - | - | Re | 28% | OC |
| <i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776) | x | x | - | - | - | x | Re | 100% | OC |
| <i>Tangara cyanocephala</i> (Statius Muller, 1776) | - | x | - | - | - | - | VO | 4% | OC |
| <i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766) | x | x | - | - | - | x | Re | 100% | OC |
| <i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1821) | x | x | - | - | - | x | Re | 100% | OC |
| <i>Tangara peruviana</i> (Desmarest, 1806) | x | x | - | - | - | x | Re | 100% | OC |
| <i>Conirostrum bicolor</i> (Vieillot, 1809) | x | - | - | - | - | - | Re | 100% | IEM |
| <i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766) | - | x | - | - | - | x | Re | 100% | GS |
| <i>Chlorophanes spiza</i> (Linnaeus, 1758) | x | x | - | - | - | - | Re | 32% | OC |
| <i>Hemithraupis ruficapilla</i> (Vieillot, 1818) | - | x | - | - | - | - | VO | 4% | OC |
| <i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818) | - | x | - | - | - | - | Re | 60% | OSB |
| <i>Lanio cristatus</i> (Linnaeus, 1766) | x | x | - | - | - | - | Re | 40% | OEM |
| <i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822) | x | x | - | - | - | x | Re | 100% | OEM |

| Ordenamento Taxonômico | Ambiente de Ocorrência | | | | | | Status | FO | Guilda |
|--|------------------------|---|---|----|---|---|--------|------|--------|
| | M | R | B | Mr | V | U | | | |
| <i>Ramphocelus bresilius</i> (Linnaeus, 1766) | x | x | - | - | - | - | Re | 100% | OEM |
| <i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811) | - | x | - | - | - | - | Re | 36% | OEM |
| <i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766) | - | x | - | - | - | - | Re | 28% | OC |
| <i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758) | x | x | - | - | - | x | Re | 100% | N |
| <i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823) | x | x | - | - | - | x | Re | 24% | GSb |
| <i>Sporophila angolensis</i> (Linnaeus, 1766) | - | x | - | - | - | - | VO | 4% | GSb |
| <i>Saltator similis</i> d’Orbigny & Lafresnaye, 1837 | - | x | - | - | - | - | Re | 32% | OEM |
| Família Cardinalidae (1) | | | | | | | | | |
| <i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817) | - | x | - | - | - | - | Re | 44% | OSb |
| Família Fringillidae (2) | | | | | | | | | |
| <i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758) | - | x | - | - | - | - | Re | 52% | OEM |
| <i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801) | - | x | - | - | - | - | Re | 100% | OEM |
| Família Estrildidae (1) | | | | | | | | | |
| <i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758) | - | - | - | - | - | x | RI | 12% | GSB |
| Família Passeridae (1) | | | | | | | | | |
| <i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758) | - | - | - | - | - | x | Re | 100% | GS |

ANEXO 2: Exemplos de espécies registradas na Mata do Brocuanha.



A) tapicuru – *Phimosus infuscatus* (Foto: Eduardo Pereira); B) flamingo-chileno – *Phoenicopterus chilensis* (Foto: Letícia Quito); C) juriti-pupu – *Leptotila verreauxi*; D) bentevizinho-de-penacho-vermelho – *Myiozetetes similis*; E) saíra-sapucaia - *Tangara peruviana*; F) beija-flor-de-banda-branca – *Amazilia versicolor*; G) patinho – *Platyrinchus mystaceus*; H) tiê-de-bando – *Habia rubica*; I) gralha-azul – *Cyanocorax caeruleus*; J) saracura-matraca – *Rallus longirostris* (Foto: Priscila Lemes Gross); K)

saíra-viúva – *Pipraeidea melanonota*; L) saí-azul – *Dacnis cayana*; M) pula-pula – *Basileuterus culucivorus*; N) tiê-galo – *Lanio cristatus*; O) picapauzinho-de-coleira – *Picumnus temminckii*.

**FRUGIVORIA POR AVES EM REMANECENTES DE FLORESTA ATLÂNTICA
LOCALIZADOS NAS ILHAS DE CANANÉIA E DO CARDOSO, LITORAL SUL DO
ESTADO DE SÃO PAULO**

RESUMO

Comparadas às demais regiões do globo, as florestas tropicais concentram a maior riqueza de espécies vegetais produtoras de frutos, cuja poupa fornece uma fonte primária de energia para uma ampla variedade de vertebrados. As aves correspondem ao principal grupo envolvido no processo de dispersão de sementes, visto o elevado número de espécies que se alimentam de frutos. Esta relação mutualística se reflete nas características fenotípicas, tanto dos frutos como das espécies que os consomem. Nesse contexto, o presente estudo visou a explorar a relação entre a sobreposição de nicho trófico entre as espécies de aves em duas áreas com diferentes níveis de perturbação antrópica (Ilha do Cardoso e Ilha de Cananéia). Somado a isso, foi estudada a relação entre a morfologia das aves e o tamanho do fruto consumido por elas. Para isso, foram testadas as hipóteses de que (i) ao compararmos os eventos de frugivoria entre as duas áreas, a sobreposição de nicho trófico é maior na Ilha de Cananéia e que (ii) a variação morfométrica das espécies de aves não está relacionada com o tipo de fruto consumido. O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC) e na Mata do Brocuanha (localizada a nordeste da cidade de Cananéia). Entre setembro de 2015 e setembro de 2017 foram realizadas 25 expedições de campo mensais com sete dias de duração cada, onde foram percorridas trilhas em cada localidade. Os registros ocorreram de maneira focal e através da coleta de sementes expelidas pelas aves. Os dados morfométricos das aves foram obtidos através dos indivíduos capturados com redes-de-neblina ou depositados na coleção ornitológica do Museu de História Natural do Capão da Imbuia, enquanto que os dados dos frutos foram obtidos através de 20 unidades coletadas aleatoriamente em campo. Uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) e uma Análise de Redundância (RDA) foram utilizadas para testar, respectivamente, as hipóteses de sobreposição e morfologia. No que se refere a sobreposição de nicho trófico, as localidades diferiram significativamente, sendo maior na Ilha de Cananéia. Quanto a relação entre diferenciação morfométrica das espécies de aves e dos frutos consumidos por elas, a RDA apresentou um percentual de 33% de explicação da relação, onde as variáveis morfométricas das aves mostram-se diretamente proporcionais às variáveis morfométricas dos frutos. Por fim, as alterações antrópicas mais intensas que a Mata do Brocuanha foi e está exposta e o fato da Ilha do Cardoso apresentar um ecossistema florestal justificam as diferenças na sobreposição de nicho trófico. Já em relação a morfometria, aves maiores tendem a explorar frutos maiores, o que não impossibilita que espécies pequenas explorem frutos grandes desde que utilizem estratégias diferentes.

Palavras-chave: Manguezal; Morfometria; Nicho trófico; PEIC; Restinga;

ABSTRACT

Compared to other regions of the globe, tropical forests concentrate the largest richness of fruit-bearing plant species, whose pulp provides a primary energy source for several vertebrates. The birds correspond to the main group involved in the seed dispersal process, given the high number of fruit-feeding species. This mutualistic relationship has led to a wide variety of phenotypic characteristics, both in the fruits and in the species that consume them. In this context, the present study aimed to explore the relationship between trophic niche overlap among bird species in two areas with different levels of anthropic disturbance (Cananéia Island and Cardoso Island) and the relationship between the morphological differentiation of the birds and the dimensions of the fruit consumed. For this, the hypotheses were that (i) when comparing the frugivory events between the two areas, the trophic niche overlap is greater in the Island of Cananéia; and (ii) the morphometric variation of the bird species is not related to the size of the fruit consumed. The study was developed in Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC) and in Mata do Brocuanha (located northeast of the city of Cananéia). Between September of 2015 and September of 2017, 25 field expeditions were carried out monthly with seven days each, where they were crossed the tracks that cut both localities. The records occurred in a focal way and through the collection of seeds expelled by the birds captured with mist-nets. The morphometric data of the birds were obtained through the individuals captured or deposited in the ornithological collection of Capão da Imbuia Natural History Museum, while the data of the fruits were obtained through 20 units randomly collected in the field. A Principal Coordinate Analysis (PCoA) and a Redundancy Analysis (RDA) were used to test the hypotheses to overlap and morphology respectively. For the trophic niche overlap, the localities differed significantly, being greater in Island of Cananéia. As for the relationship between morphometric differentiation of the bird species and the fruits consumed by them, the RDA presented a percentage of 33% explanation of the relationship, where the morphometric variables of the birds are directly proportional to the morphometric variables of the fruits. Finally, the most intense anthropic alterations occurred and still occur in Mata do Brocuanha, and the fact that Cardoso Island presents a forest ecosystem justify the differences in the trophic niche overlap. In relation to morphometry, larger birds tend to explore larger fruits, which does not preclude small species from exploring large fruits as long as they use different strategies.

Keywords: Mangrove; Morphometry; PEIC; Restinga; Trophic niche;

1 INTRODUÇÃO

Comparadas às demais regiões do globo, as florestas tropicais concentram a maior proporção de espécies vegetais produtoras de frutos, cuja polpa fornece uma fonte primária de energia para uma ampla variedade de vertebrados (FLEMING 1987; 1991; DAVID *et al.* 2015; CHANTHORN *et al.* 2018). Em áreas de Floresta Atlântica, estima-se que 90% das angiospermas dependem das aves para dispersarem suas sementes (ALMEIDA-NETO *et al.* 2008) enquanto que 25% das espécies de aves incluem frutos na sua dieta (PIZO & GALETTI 2010). Para a planta, o consumo dos frutos pode promover a dispersão de suas sementes, um processo que leva a uma redução nas taxas de mortalidade de suas plântulas, uma vez que germinam longe de suas parentais, além de possibilitar que estas venham a colonizar novos ambientes ou se desenvolvam em habitats mais favoráveis (HERRERA & PELLMYR 2002; LEVINE & MURRELL 2003; BECKMAN & ROGERS 2013).

Estima-se que até 50% das espécies de aves e mamíferos consumam frutos em ao menos alguma fase de sua vida (FLEMING 1987), o que torna as espécies frugívoras a porção mais significativa da biomassa presente nas florestas tropicais (TERBORGH 1986). Diante disso, a abundância de frutos pode influenciar diretamente a dinâmica de uma comunidade (OESTFELD & KEESING 2000; YANG *et al.* 2008; BENDER *et al.* 2017) ou de uma população, seja afetando o sucesso reprodutivo das espécies (MARTIN 1987; POWESLAND *et al.* 1997; INNES *et al.* 2010) ou, em casos onde a dependência do recurso é mais restrita, levando a mortalidade de indivíduos (VILLARD *et al.* 1999; WRIGHT *et al.* 1999).

No que se refere ao ecossistema como um todo, a relação mutualística entre animais e plantas atua diretamente nos aspectos ecológicos e evolutivos relacionados ao surgimento e a diversificação das espécies, sejam elas vegetais ou animais (MOLINARI 1993). Porém, para que ocorra essa relação e se caracterize como um processo vantajoso para ambos, o consumidor deve ingerir o fruto, nutrir-se de sua polpa e dispersar as sementes intactas, descartando-a imediatamente após sua manipulação, através das fezes ou por regurgitação (FLEMING *et al.* 1987; ERIKSSON 2014).

Entre os vertebrados, aves é o principal grupo envolvido no processo de dispersão de sementes, visto o elevado número de espécies que se alimentam de frutos (PIZO *et al.* 2002; PIZO 2004; JORDANO *et al.* 2007; ALMEIDA *et al.* 2008).

Por parte das aves, tal relação mutualística se expressa em alguns aspectos biológicos, como o fato de o início das atividades reprodutivas ocorrer quando existe uma maior abundância de frutos ou quando eventos migratórios estarem sincronizados com a fenologias das plantas (WILLSON 1983).

Do ponto de vista conservacionista, a redução da densidade de espécies produtoras de frutos ornitocóricos pode influenciar diretamente na permanência de populações de determinadas espécies de aves (VILLARD *et al.* 1999). Isso fica evidente nos frugívoros de grande porte, visto que são as primeiras aves a desaparecerem de ambientes alterados (WILLIS 1979; RIBON *et al.* 2003; GRAY *et al.* 2007), sendo agravado na maior parte das vezes por seu valor cinegético, como é o caso das famílias Cracidae, Odontophoridae e Tinamidae (SICK 2001). Como consequência disso, espécies de plantas que produzem frutos e sementes grandes acabam entrando em declínio, visto que necessitam dos frugívoros de grande porte para dispersarem suas sementes (PIZO 2004).

Grande parte dos mutualismos envolvendo aves frugívoras e plantas podem ser decorrentes de uma coevolução difusa, onde as respostas adaptativas não resultam de um par específico que interage entre si, mas de um conjunto maior de elementos envolvidos dentro de uma rede de interações (JANZEN 1983). Como resultado disso, uma ampla variedade de características fenotípicas diferentes são encontradas tanto nos frutos como nas espécies que os consomem. Por parte das plantas, fatores como cor, palatabilidade, qualidade nutricional, tamanho e forma do fruto e das sementes são traços que funcionam como sinais para os seus potenciais dispersores (GAUTIER-HION *et al.* 1981; CACERES *et al.* 2009; MELO *et al.* 2011; BARCELOS *et al.* 2012; BLENDINGER *et al.* 2015). Para as aves, a seleção de frutos dependerá das características morfológicas da espécie consumidora (LEVEY 1987; DEHLING *et al.* 2016), comportamento de forrageamento (LEVEY 1987; WILSON *et al.* 1990; DUAN *et al.* 2014; GAGETTI & PIRATELLI 2016), necessidades nutricionais (AVERY *et al.* 1989) e sua fisiologia digestiva (WILSON & DOWNS 2012).

No que se refere às características morfológicas dos consumidores, o bico das aves consiste na principal estrutura que determina qual recurso uma espécie estará limitada a consumir (GRANT & GRANT 2008; DE LÉON *et al.* 2012; EKLÖF *et al.* 2013; BOTERO-DELGADILLO & BAYLY 2016). Sendo assim, para espécies frugívoras, a largura basal do bico limita qual o tamanho máximo de fruto que a espécie pode consumir por inteiro, onde aquelas aves que apresentam bicos maiores

podem potencialmente consumir uma variedade maior de frutos (MELPATE 2009; ATHIÊ & DIAS 2012). Já no que se refere a frutos mais duros ou mesmo ao consumo de sementes, o fator morfológico limitante comumente é atribuído à altura do bico, visto que reflete diretamente na capacidade de força da estrutura (GRANT 1981; HERREL *et al.* 2005). Diante disso, a morfologia do bico e consequentemente do fruto consumido, pode resultar em uma dieta especializada, onde apenas uma estreita faixa de tamanho de frutos pode ser consumida, o que pode refletir em um estreitamento do nicho trófico (SMITH & SWEATMAN 1976; DEHLING *et al.* 2016; BENDER *et al.* 2018).

Assim como em outras guildas, frugívoros comumente acabam sobrepondo o seu nicho trófico dentro de um ecossistema, podendo resultar em competição ou partilha de recursos entre os indivíduos (MACARTHUR 1958; HUTCHINSON 1959). Sendo assim, ambas as situações acabam por moldar a comunidade, levando muitas vezes a um processo de diferenciação entre as espécies no que se refere a forma de explorar o recurso, o que possibilita sua coexistência. Tais diferenciações são reconhecidas por variações no período em que as aves forrageiam (LENZ *et al.* 2014; RAMOS-ROBLES 2016), nas diferentes estratégias na hora de obter o alimento (PALACIO *et al.* 2015; FUJITSU *et al.* 2016; FRICKE *et al.* 2017) ou mesmo na seleção de características morfológicas que possibilitem a otimização durante o forrageamento (DEHLING *et al.* 2016; BENDER *et al.* 2018). Nesse contexto, ambientes alterados podem levar a uma maior sobreposição de nicho trófico entre as espécies e, consequentemente, maior competição entre os indivíduos, uma vez que a intensidade da sobreposição é inversamente proporcional a disponibilidade de recursos (TILMAN 1982; CARLO *et al.* 2007).

Diante dos aspectos ecológicos e da morfologia das espécies envolvidas no mutualismo existente entre plantas e aves, o presente capítulo visa a estudar a relação entre a sobreposição de nicho trófico entre as espécies de aves frugívoras em áreas com diferentes níveis de perturbação antrópica. Tais áreas correspondem às Ilhas de Cananéia e do Cardoso, sendo que a primeira possui um histórico de interferência antrópica mais intenso que se estende até os dias atuais. Somado a isso, visa também a avaliar uma possível relação entre a diferenciação morfológica das aves e o tamanho do fruto consumido. Para isso, serão testadas as hipóteses de que (i) ao compararmos os eventos de frugivoria entre as duas ilhas, a sobreposição de nicho trófico é maior

na Ilha de Cananéia do que na Ilha do Carodoso e que (ii) a variação morfométrica das espécies de aves não está relacionada com o tamanho do fruto consumido.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido em duas áreas, sendo uma no Parque Estadual Ilha do Cardoso (PEIC), localizado no extremo sul do litoral do Estado de São Paulo (de 25° 03'05" a 25° 18'18"S e de 47° 53'48" a 48° 05'42"W) e outra na porção nordeste da cidade de Cananéia (Mata do Brocuanha), na porção central da Ilha de Cananéia (24° 59'25"S; 47° 54'37"W; FIGURA 1). A área localizada em Cananéia apresenta um histórico de degradação ambiental que inclui a abertura de estradas, supressão de áreas florestais (restinga e manguezal), circulação de veículos motorizados, caça e pesca. Já no PEIC, a matriz ambiental se encontra bem mais preservada, visto que está amparada pela legislação vigente para um parque estadual (ver maior detalhamento das áreas de estudo no prólogo desta tese).

2.2 Delineamento amostral

Entre setembro de 2015 e setembro de 2017 foram realizadas 25 expedições de campo mensais com sete dias de duração cada (Licença SISBIO 39328-8). Estas se iniciaram às 06:00 h da manhã e se estenderam até às 18:00 h da tarde, ocorrendo em paralelo com as capturas de indivíduos com redes-de-neblina e a elaboração do inventário de espécies de aves apresentados nos capítulos 1; 2 e 3 desta tese. Foram percorridas trilhas nas duas áreas de estudo abrangendo os ecossistemas de manguezal, restinga e floresta no PEIC e de manguezal e restinga em Cananéia.

Os registros dos eventos de frugivoria ocorreram de maneira focal com auxílio de binóculos (7x35 e 8x40), não havendo uma padronização do tempo de observação, visto que o objetivo foi apenas identificar as espécies envolvidas. Nestas ocasiões foram feitos os registros das espécies de aves que estavam se alimentando da planta e feita a coleta de material botânico (ramo contendo folhas e frutos) para posterior identificação com base na literatura especializada. Foram também feitos registros de interações considerando as espécies de plantas identificadas pelas sementes

expelidas pelas aves durante a captura com as redes-de-neblina, onde foi efetuada uma comparação com o material já coletado e identificado preteritamente.

Para obter os dados morfométricos utilizados para testar a relação entre as medidas das aves e o tamanho dos frutos consumidos por elas, foram utilizadas aves capturadas nas redes-de-neblina nos ecossistemas de manguezal, restinga e floresta (seis por ecossistema). Nos casos em que as espécies de aves observadas em eventos de frugivoria não foram capturadas, as medidas foram aferidas através de indivíduos depositados na coleção ornitológica do Museu de História Natural do Capão da Imbuia (MHNCI). Todas as espécies de aves utilizadas nas análises tiveram entre cinco a 75 indivíduos medidos, incluindo ambos os sexos. As medidas do comprimento do bico (obtida ao longo do cúlmen exposto); altura do bico (tendo como base o local onde termina a plumagem da ave) e largura do bico (obtida na base do bico) foram aferidas com paquímetro metálico milimetrado (precisão de 0,1 mm). O comprimento total dos indivíduos foi obtido através de uma régua metálica (precisão de 1 mm) com a ave em decúbito dorsal, sendo medido da ponta do bico até a extremidade da cauda.

Para cada espécie de planta envolvida nos eventos de frugivoria foram coletados aleatoriamente 20 frutos maduros e medido o comprimento (sentido longitudinal, tendo como apoio a inserção do pedúnculo) e largura (medida perpendicularmente ao comprimento no ponto mais largo). Feito isso, as sementes foram extraídas, limpas e secas, para que na sequência fossem medidas 20 unidades quanto ao comprimento (maior medida no sentido longitudinal) e largura (medida perpendicular ao comprimento). Para realizar as medidas dos frutos e semente, foi utilizado um paquímetro metálico milimetrado (precisão de 0,1 mm). Sementes com comprimento menor que 2 mm foram fotografadas em uma lupa ao lado de uma escala para serem medidas posteriormente utilizando o programa ImageJ (RUEDEN *et al.* 2017).

O enquadramento taxonômico das espécies de aves seguiu o proposto pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PIACENTINI *et al.* 2015), enquanto que o enquadramento taxonômico das plantas seguiu o proposto pela Lista da Flora do Brasil 2020 (FLORA DO BRASIL 2018). Para analisar o hábito alimentar das espécies envolvidas nas interações, foi utilizada uma divisão levando em conta apenas os itens alimentares das aves observadas (Insetívoros, Onívoros, Piscívoros, Carnívoros, Necrófagos, Nectarívoros, Consumidores de Invertebrados, Frugívoros e Granívoros),

embasando-se em Willis (1979), Sick (2001), Kissling *et al.* (2011) e observações feitas em campo.

2.3 Análise dos dados

Para responder à hipótese referente a sobreposição de nicho trófico, foi construída uma matriz contendo o número de espécies de plantas consumidas e compartilhadas entre os pares de espécies de aves em ambas as ilhas. A partir disso, foi utilizada a função *betadisper* e *adonis* do pacote *vegan* no software R para testar se há variação entre os grupos, gerando autovalores que foram bases para a execução de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) visando a representação gráfica dos resultados. Posteriormente, foi testado se há diferença entre os grupos utilizando uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA), onde os fatores foram considerados como efeitos fixos e o número de permutações utilizado foi de 9.999.

A segunda hipótese, referente à relação entre a morfometria das espécies de aves e dos frutos consumidos por elas, foi testada através de uma Análise de Redundância (RDA) comparando as médias das medidas das espécies de aves (comprimento do bico, largura do bico, altura do bico e comprimento total) com as médias das medidas dos frutos (comprimento do fruto, diâmetro do fruto, comprimento da semente e diâmetro da semente). Os scores obtidos foram comparados por uma ANOVA, visando a testar se existe diferença significativa entre os grupos. Todas as análises, bem como a construção dos gráficos foram realizadas através do Programa R (R CORE TEAM 2017).

3 RESULTADOS

Foram identificadas 35 espécies de plantas (18 famílias) ornitocóricas nas Ilhas do Cardoso e de Cananéia (TABELA 1). A família mais representativa foi Myrtaceae, com sete espécies identificadas, seguida por Aquifoliaceae e Arecaceae (n=03). A frutificação das espécies se distribuiu ao longo de todo o ano nas duas áreas amostradas, ocorrendo sincronicamente entre a Ilha do Cardoso e a Ilha de Cananéia e se concentrando principalmente entre os meses de janeiro a maio.

Em oito espécies de plantas foi observado dois períodos de frutificação ao longo do ano, sendo elas *Ilex theezans*, *Schefflera morototoni*, *Geonoma pauciflora*, *Ossaea retropila*, *Myrcia spectabilis*, *Psidium guajava*, *Myrsine umbelata* e *Cecropia pachystachia*. Já no que se refere à maior duração do período de frutificação, *Ossaea retropila* apresentou frutos por nove meses, seguida por *Syagrus romanzoffiana*, *Calophyllum brasiliense* e *Eugenia umbeliflora* com frutos por sete meses (TABELA 1).

TABELA 1. Lista de espécies de plantas cujos frutos foram consumidos por 42 espécies de aves nas Ilhas do Cardoso e de Cananéia. Legenda: **A** (arbóreo), **Ab** (arbustivo), **Ilha** (local em que a espécie foi registrada), **Ca** (Ilha do Cardoso), **B** (Mata do Brocuanha), **Am** (ambiente de ocorrência), **M** (manguezal), **R** (restinga), **F** (floresta), **1** (janeiro), **2** (fevereiro), **3** (março), **4** (abril), **5** (maio), **6** (junho), **7** (julho), **8** (agosto), **9** (setembro), **10** (outubro), **11** (novembro) e **12** (dezembro).

| Ordenamento Taxonômico | Porte | Ilha | Am | Frutificação |
|---|-------|--------|----|---------------------|
| Família Acanthaceae | | | | |
| <i>Avicennia schaueriana</i> Stapf & Leechm. Ex Moldenke - mangue-preto | A | Ca, Cn | M | 2 |
| Família Anacardiaceae | | | | |
| <i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi - aroeira ----- | A | Ca, Cn | R | 5, 6, 7, 8 |
| <i>Tapirira guianensis</i> Aubl. - cupiúva, tapirirá ----- | A | Ca | F | 1, 2 |
| Família Annonaceae | | | | |
| <i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil - cortiça, pindaúva-preta | A | Ca | F | 9, 10 |
| Família Aquifoliaceae | | | | |
| <i>Ilex dumosa</i> Reissek - caúna ----- | A | Ca, Cn | R | 2, 3 |
| <i>Ilex integerrima</i> (Vell.) Reissek - caúna, orelha-de-mico | A | Ca, Cn | R | 5 |
| <i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek - caúna ----- | A | Ca, Cn | R | 1, 2, 6 |
| Família Araliaceae | | | | |
| <i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire <i>et al.</i> -mandiocão | A | Ca | RF | 5, 9 |
| Família Arecaceae | | | | |
| <i>Euterpe edulis</i> Mart. - palmito-juçara ----- | A | Ca, Cn | RF | 2, 3, 4, 5, 6, 7 |
| <i>Geonoma pauciflora</i> Mart. - guaricana, aricanga | A | Ca | RF | 1, 2, 3, 8, 9 |
| <i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham) - jerivá ----- | A | Ca, Cn | RF | 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 |
| Família Calophyllaceae | | | | |
| <i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess. - guanandi ---- | A | Ca, Cn | RF | 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 |
| Família Combretaceae | | | | |
| <i>Laguncularia racemosa</i> (L.) C. F. Gaertn. - mangue-branco | A | Ca, Cn | M | 2, 3, 4 |
| Família Erythroxylaceae | | | | |

| | | | | |
|---|----|--------|----|------------------------------|
| <i>Erythroxylum amplifolium</i> (Mart.) O. E. Schulz - fruta-de-pomba | A | Ca, Cn | R | 10, 11, 12 |
| Família Fabaceae | | | | |
| <i>Inga edulis</i> Mart. - ingazeiro, ingá-de-metro ----- | A | Ca | F | 7, 8, 9 |
| <i>Senna bicapsularis</i> (L.) Roxb. - canudo-de-pito --- | A | Cn | R | 7, 8 |
| Família Lauraceae | | | | |
| <i>Cinnamomum triplinerve</i> (Ruiz & Pav.) - canela --- | A | Ca | F | 12 |
| <i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez - canelinha | A | Ca, Cn | RF | 10, 11, 12 |
| Família Malpighiaceae | | | | |
| <i>Byrsonima ligustrifolia</i> A. Juss. - muricí-vermelho | A | Ca, Cn | RF | 2, 3, 4 |
| Família Melastomataceae | | | | |
| <i>Miconia cubatanensis</i> Hoehne - pixirica ----- | A | Ca, Cn | RF | 8, 9 |
| <i>Ossaea retropila</i> DC. - orelha-de-urso, maria-peluda | Ab | Ca, Cn | R | 1, 2, 3, 4, 5, 9, 10, 11, 12 |
| Família Moraceae | | | | |
| <i>Ficus gromelleira</i> Kunth - figueira ----- | A | Ca | F | 9 |
| <i>Ficus organensis</i> (Miq.) Miq. - figueira ----- | A | Ca | F | 4 |
| Família Myrtaceae | | | | |
| <i>Eugenia uniflora</i> L. - pitangueira ----- | A | Ca | R | 9 |
| <i>Eugenia umbelliflora</i> O. Berg - guapê ----- | A | Ca, Cn | RF | 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 |
| <i>Myrcia ilheosensis</i> Klaersk. - guapiroca ----- | A | Ca, Cn | RF | 5 |
| <i>Myrcia spectabilis</i> D C. - ameixa-do-mato ----- | A | Ca | F | 5, 11 |
| <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) D C. - guamirim ----- | A | Ca | F | 1, 2 |
| <i>Psidium cattleianum</i> Sabine - araçá ----- | A | Ca, Cn | R | 3, 4, 5, 6 |
| <i>Psidium guajava</i> L. - goiabeira ----- | A | Ca | R | 1, 2, 6, 7 |
| Família Primulaceae | | | | |
| <i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze - capororoca-branca | A | Ca, Cn | R | 6, 7, 8, 9 |
| <i>Myrsine umbellata</i> Mart. - capororoca-verdadeira | A | Ca, Cn | R | 1, 2, 3, 10, 11, 12 |
| Família Symplocaceae | | | | |
| <i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth. - pau-de-canga | A | Ca | F | 4, 5 |
| Família Urticaceae | | | | |
| <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul - embaúba ----- | A | Ca, Cn | RF | 1, 2, 7, 12 |
| <i>Urera bacifera</i> (L.) Gaudich. Ex Wedd. - urtigão --- | Ab | Ca | F | 3, 4, 5 |

Um total de 44 espécies de aves foram identificadas consumindo frutos, sendo registradas de maneira visual ou através da identificação das sementes expelidas pelos indivíduos capturados com redes-de-neblina (TABELA 2). Comparando as duas localidades, na Ilha do Cardoso foram registradas cinco espécies a mais que a Ilha de Cananéia, sendo elas *Penelope supercilialis* (jacupemba), *Penelope obscura* (jacuguaçu), *Aburria jacutinga* (jacutinga), *Ramphastos vitellinus* (tucano-de-bico-preto) e *Turdus leucomelas* (sabiá-barranco). A planta consumida pelo maior número de espécies de aves foi *Schinus terebinthifolia* (n=24), seguida por *O. retropilla* (n=23)

e *Eugenia umbelliflora* (n=22), ao passo que as consumidas pelo menor número de espécies de aves foi *Tapirira gujanensis* (n=01), *Byrsonima ligustrifolia* (n=02) e *S. morototoni* (n=02).

Dentro das 44 espécies de aves que consumiram frutos, quatro apresentam hábitos insetívoros, sendo elas *Celeus flavescens* (pica-pau-de-cabeça-amarela), *Mionectes rufiventris* (abre-asas-de-cabeça-cinza), *Myiarchus swainsoni* (irré) e *Tyrannus savana* (tesourinha). Entre as demais, 29 são onívoras e 11 frugívoras. Em relação às espécies de aves que consumiram frutos do maior número de espécies de plantas, destaca-se *Tangara sayaca* (sanhaço-cinzento) (n=15), *Turdus falvipes* (sabiá-una), *Turdus albicollis* (sabiá-coleira) e *Ramphocelus bresilius* (tiê-sangue; todos com n=12).

Apenas cinco espécies de aves foram observadas predando sementes, sendo elas *Forpus xanthopterygius* (tuim), *Brotogeris tirica* (periquito-verde), *Pionus maximiliani* (maitaca), *Amazona brasiliensis* (papagaio-de-cara-roxa) e *R. bresilius*. No caso de *R. bresilius*, a predação das sementes se deu apenas sobre *Senna bicapsularis*, sendo que nas demais espécies as sementes, quando ingeridas, não foram danificadas.

TABELA 2. Lista de espécies de aves registradas consumindo frutos na Ilha de Cananéia e Ilha do Cardoso. Legenda: **1** (*Avicennia schaueriana*), **2** (*Byrsonima ligustrifolia*), **3** (*Calophyllum brasiliense*), **4** (*Cecropia pachystachya*), **5** (*Cinnamomum triplinerve*), **6** (*Erythroxylum amplifolium*), **7** (*Eugenia umbelliflora*), **8** (*Eugenia uniflora*), **9** (*Euterpe edulis*), **10** (*Ficus gromelleira*), **11** (*Ficus organensis*), **12** (*Geonoma pauciflora*), **13** (*Guatteria australis*), **14** (*Ilex dumosa*), **15** (*Ilex integerrima*), **16** (*Ilex theezans*), **17** (*Inga edulis*), **18** (*Laguncularia racemosa*), **19** (*Miconia cubatanensis*), **20** (*Myrcia fallax*), **21** (*Myrcia ilheosensis*), **22** (*Myrcia spectabilis*), **23** (*Myrsine guianensis*), **24** (*Myrsine umbellata*), **25** (*Ocotea pulchella*), **26** (*Ossaea retropila*), **27** (*Psidium cattleianum*), **28** (*Psidium guajava*), **29** (*Schinus terebinthifolia*), **30** (*Senna bicapsularis*), **31** (*Schefflera morototoni*), **32** (*Syagrus romanzoffiana*), **33** (*Symplocos uniflora*), **34** (*Tapirira guianensis*), **35** (*Urera baccifera*).

| Ordenamento Taxonômico | Espécies Consumidas |
|--|-------------------------|
| Família Cracidae | |
| <i>Penelope superciliaris</i> Temminck, 1815 – jacupemba ----- | 2, 4, 7, 12, 25, 32 |
| <i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815 – jacuguaçu ----- | 2, 4, 7, 12, 33 |
| <i>Aburria jacutinga</i> (Spix, 1825) – jacutinga ----- | 9 |
| Ordem Columbiformes | |
| <i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818) - pomba-amargosa ----- | 21 |
| Família Trogonidae | |
| <i>Trogon viridis</i> Linnaeus, 1766 - surucuá-de-barriga-amarela ----- | 7, 9, 20, 33 |
| Família Ramphastidae | |
| <i>Ramphastos vitellinus</i> Lichtenstein, 1823 - tucano-de-bico-preto ----- | 4, 7, 9, 10, 11, 17, 33 |

Família Picidae

Celeus flavescens (Gmelin, 1788) - pica-pau-de-cabeça-amarela 14, 24, 25, 27, 28

Família Psittacidae

Forpus xanthopterygius (Spix, 1824) – tuim ----- 4, 10, 11, 17, 28

Brotogeris tirica (Gmelin, 1788) - periquito-verde ----- 3, 4, 17

Pionus maximiliani (Kuhl, 1820) - maitaca ----- 17

Amazona brasiliensis (Linnaeus, 1758) - papagaio-da-cara-roxa - 1, 3, 18, 27, 32, 34

Família Pipridae

Manacus manacus (Linnaeus, 1766) - rendeira ----- 12, 24, 25, 26

Chiroxiphia caudata (Shaw & Nodder, 1793) - tangará ----- 6, 7, 15, 16, 20, 21, 23, 26, 35

Família Cotingidae

Procnias nudicollis (Vieillot, 1817) - araponga ----- 3, 7, 9, 33

Família Rhynchocyclidae

Mionectes rufiventris Cabanis, 1846 - abre-asa-de-cabeça-cinza 31

Família Tyrannidae

Elaenia flavogaster (Thunberg, 1822) - guaracava-de-barriga-amarela 14, 26, 29

Elaenia parvirostris Pelzelin, 1868 - tuque-pium ----- 14, 29

Elaenia mesoleuca (Deppe, 1830) - tuque ----- 14, 26, 29

Myiarchus swainsoni Cabanis & Heine, 1859 - irré ----- 29

Pitangus sulphuratus (Linnaeus, 1766) - bem-te-vi ----- 6, 7, 8, 13, 28, 29

Tyrannus savana Daudin, 1802 - tesourinha ----- 8

Família Vireonidae

Vireo chivi (Vieillot, 1817) - juruviara ----- 4, 29

Família Corvidae

Cyanocorax caeruleus (Vieillot, 1818) - gralha-azul ----- 3, 4, 7, 9, 11, 17, 26, 27, 28, 32, 33

Família Turdidae

Turdus flavipes Vieillot, 1818 - sabiá-uma ----- 7, 9, 10, 20, 22, 24, 25, 26, 28, 29, 31, 33

Turdus leucomelas Vieillot, 1818 - sabiá-barranco ----- 9, 10, 11

Turdus rufiventris Vieillot, 1818 - sabiá-laranjeira ----- 7, 8, 16, 21, 24, 25, 26, 28, 29

Turdus amaurochalinus Cabanis, 1850 - sabiá-poca ----- 7, 22, 25, 26, 27, 28, 29

Turdus albicollis Vieillot, 1818 - sabiá-coleira ----- 5, 7, 9, 10, 11, 16, 20, 22, 25, 26, 29, 33

Família Icteridae

Molothrus bonariensis (Gmelin, 1789) - chupim ----- 17

Família Thraupidae

Pipraeidea melanonota (Vieillot, 1819) - saíra-viúva ----- 7, 23, 26

Tangara seledon (Statius Muller, 1776) - saíra-sete-cores ----- 4, 7, 11, 15, 16, 20, 21, 22, 26, 29, 35

Tangara cyanocephala (Statius Muller, 1776) - saíra-militar ----- 4, 7, 15, 22, 26, 29, 35

Tangara sayaca (Linnaeus, 1766) - sanhaço-cinzento ----- 4, 6, 7, 8, 15, 16, 21, 22, 23, 25, 26, 27, 28, 29, 33

Tangara palmarum (Wied, 1821) - sanhaço-do-coqueiro ----- 4, 7, 8, 17, 26, 28, 29, 33

Tangara peruviana (Desmarest, 1806) - saíra-sapucaia ----- 4, 7, 11, 15, 16, 22, 23, 26, 29

Chlorophanes spiza (Linnaeus, 1758) - saí-verde ----- 4, 11, 26, 28, 29, 35

Hemithraupis ruficapilla (Vieillot, 1818) - saíra-ferrugem ----- 26, 29

Lanio cristatus (Linnaeus, 1766) - tiê-galo ----- 7, 15, 16, 20, 26, 29, 35

Tachyphonus coronatus (Vieillot, 1822) - tiê-preto ----- 7, 8, 15, 16, 19, 22, 26, 28, 29

Ramphocelus bresilius (Linnaeus, 1766) - tiê-sangue ----- 3, 7, 8, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 32

Tersina viridis (Illiger, 1811) - saí-andorinha ----- 7, 8, 26

| | |
|---|--------------------|
| <i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766) - saí-azul | 11, 15, 26, 28, 29 |
| Família Fringillidae | |
| <i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758) - gaturamo | 7, 22, 26, 29 |
| <i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801) - ferro-velho | 7, 26, 29 |

No que se refere à sobreposição de nicho trófico, as localidades diferiram significativamente ($F=7.80$, $R^2=0.10$, $P=0.01$), sendo que na Ilha de Cananéia houve uma variância inferior quando comparada à Ilha do Cardoso (distância média para a mediana 0.2534 em Cananéia e 0.3720 para a Ilha do Cardoso, $P=0.03$) entre o número de espécies de plantas consumidas e compartilhadas pelas espécies de aves (FIGURA 1). Ou seja, na Ilha de Cananéia existe uma maior sobreposição por parte das aves na exploração de frutos.

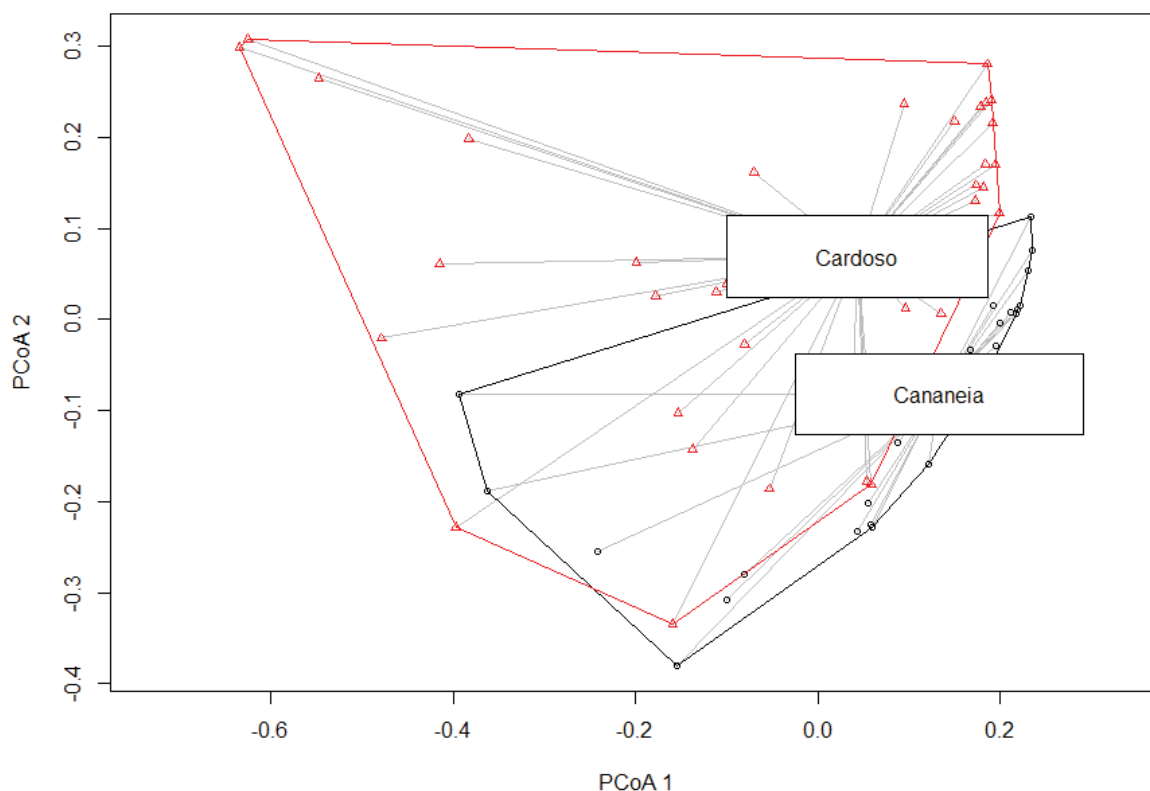


FIGURA 1. Primeiros dois eixos da Análise de Componentes Principais (PCoA1=3.9220 e PCoA2=2.0658) referentes a sobreposição de itens alimentares pelas espécies de aves obtidos através do resultado da análise de *betadisper*. Cada ponto representa o número de espécie de plantas em comum consumidas pelas espécies de aves na Ilha de Cananéia (círculos pretos) e Ilha do Cardoso (triângulos vermelhos) em relação aos dois principais eixos da ordenação.

No que diz respeito à relação entre diferenciação morfométrica das espécies de aves e dos frutos consumidos por elas, a RDA apresentou um percentual de 33% de explicação da relação entre as variáveis ($r^2=0,33$). Analisando os eixos

separadamente, o primeiro eixo da RDA, mostrou-se como o mais significativo, explicando 97% das interações (autovalores de 0.1641). O segundo eixo da RDA apresentou apenas 2% da proporção explicada (autovalores de 0.004; FIGURA 2). Sendo assim, com base no eixo RDA1 (97% de explicação), as variáveis morfométricas das aves mostram-se diretamente proporcionais às variáveis morfométricas dos frutos, havendo diferença significativa entre elas ($GI=4$; $F=3$; $P=0.02$). Já RDA2, que obteve apenas 3% de percentual de explicação, mostra uma discreta relação entre o comprimento total das aves, largura do bico e altura do bico, com o diâmetro e o comprimento das sementes e entre o comprimento do bico e as dimensões do fruto.

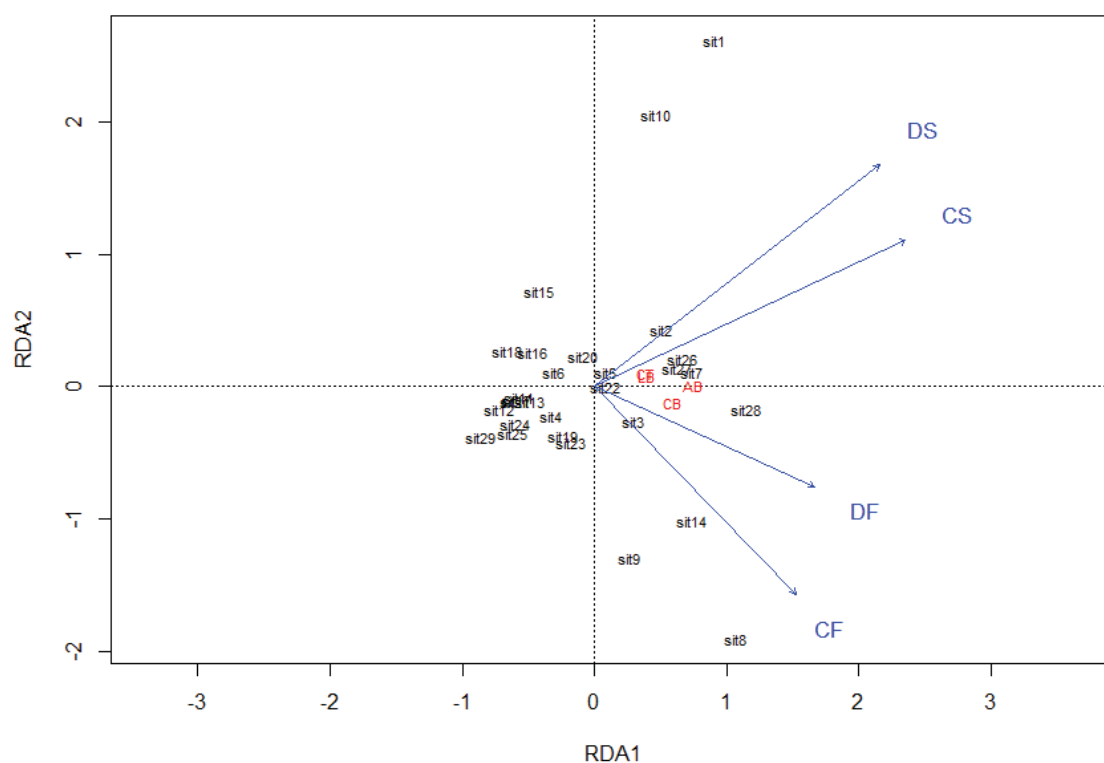


FIGURA 2. Análise de redundância (RDA) entre a morfometria das aves (CB – Comprimento do bico; AB - Altura do bico; LB – Largura do bico; CT – Comprimento total) e dos frutos consumidos por elas (CF – Comprimento do fruto; DF – Diâmetro do fruto; CS – Comprimento da Semente; DS – Diâmetro da Semente). Eixos: RDA1=0.1641 e RDA2=0.004.

4 DISCUSSÃO

A frutificação das 35 espécies de plantas registradas distribuiu-se ao longo de todo o ano, com um leve aumento concentrado no período de janeiro a maio. Tais

meses situam-se dentro do período em que são registradas as taxas mais altas de pluviosidade na área estudada, que se inicia a partir de outubro e se estende até maio (MIYAO *et al.* 1986; SCHAEFFER-NOVELLI *et al.* 1990). A fenologia das espécies produtoras de frutos nos trópicos é influenciada principalmente pela distribuição da pluviosidade ao longo do ano, apresentando uma sazonalidade mais marcada em locais onde a estação chuvosa e seca é mais definida (VAN SCHAIK 1993; DUNHAM *et al.* 2018). Em áreas de Floresta Atlântica, mais especificamente, alguns estudos relatam eventos de frutificação distribuídos de forma mais homogênea ao longo de todo o ano, como é o caso de Talora & Morellato (2000) e Morellato *et al.* (2000) no Parque Estadual da Serra do Mar e no Parque Estadual Intervales (ambos no Estado de São Paulo). No presente estudo, mesmo tendo um leve aumento de espécies frutificando durante o período chuvoso, tais eventos se mantêm ao longo de todo o ano tanto na floresta como na restinga, seguindo, portanto, o que é descrito em outras áreas de Floresta Atlântica. Uma das explicações para isso, talvez seja o fato de sempre ocorrer precipitações mesmo que de maneira reduzida ao longo de todo o ano (precipitação média mensal na área fica em torno de 157mm, CIIAGRO 2017), fazendo com que a umidade ainda se mantenha em níveis estáveis e garantindo condições propícias para a reprodução das plantas o ano todo.

Quanto ao tempo de duração da frutificação, as espécies variaram de um a nove meses, sendo que para oito espécies foi observado dois períodos de frutificação ao longo do ano. Alguns autores citam que a amplitude e a intensidade em que os eventos fenológicos das plantas ocorrem, estão associados a fatores ambientais, bióticos, ao ritmo endógeno das espécies e influenciadas por alterações ambientais (WRIGHT 1991; VAN SCHAIK *et al.* 1993; MARQUES & OLIVEIRA 2004; BROWN *et al.* 2016; MENDOZA *et al.* 2017). Nesse contexto, a variação da fenologia entre as espécies de plantas pode ser interpretada como uma estratégia selecionada para otimizar seus processos biológicos, como a polinização (VAN DER KOOL *et al.* 2016) e a dispersão de sementes (GIORGIS *et al.* 2015). Sendo assim, a seleção ao atuar sobre espécies simpátricas que partilham dispersores ou polinizadores, tende a selecionar épocas segregadas de floração e frutificação, o que minimiza a sobreposição interespecífica bem como a competição pelos agentes envolvidos (SNOW 1965; SMYTHE 1970; WRIGHT & CALDERÓN 1995; WARREN & BRADFORD 2013; WARREN *et al.* 2014).

Entre as 18 famílias botânicas registradas como alimento pelas aves, a mais representativa foi Myrtaceae (n=07), seguida por Aquifoliaceae e Arecaceae (n=03). A família Myrtaceae comumente é citada como uma das famílias de espécies lenhosas mais representativas em áreas de Floresta Atlântica (SZTUTMAN & RODRIGUES 2002; GUILHERME *et al.* 2004; MANCINO *et al.* 2015; MARCHIORI *et al.* 2016). Além disso, o predomínio de Myrtaceae consumidas pelas espécies de aves é esperado partindo do fato de que seus frutos comumente são citados como uma importante fonte de alimento, onde as dimensões do fruto definem se a espécie apresenta um potencial maior de dispersão por ave ou mamífero (PIZO 2001).

Schinus terebinthifolia foi a espécie consumida pelo maior número de espécies de aves (n=24), seguida por *O. retropilla* (n=23) e *E. umbelliflora* (n=22). Mesmo diante de uma ampla exploração dos frutos de *S. terebinthifolia* como alimento pelas espécies, pouco se tem estudado a respeito da sua importância na dieta das aves frugívoras, destacando-se Panneta e Mckee (1997; como espécie invasora na Austrália), Pizo (2004; em paisagens fragmentadas no sudeste do Brasil) e de Jesus e Monteiro-Filho (2013; no Estado do Paraná). Por parte da planta, alguns estudos abordam que frutos de *S. terebinthifolia* ao passarem pelo tubo digestório de uma ave, antecipam e elevam o seu potencial de germinação em relação às sementes in natura (KRÜGEL & BEHR 1998; D'AVILA *et al.* 2010). No caso de *O. retropilla*, ambas as áreas apresentam indivíduos em abundância principalmente em locais alterados. Para tal espécie, um ponto importante a ser citado é que seu período de frutificação é longo (quatro a cinco meses) e ocorre duas vezes ao ano, o que eleva a sua importância como recurso, garantindo uma fonte nutritiva para as aves praticamente o ano todo. Caso semelhante ocorre com *E. umbelliflora*, com um período de frutificação de sete meses e ocorrência comum em ambas as áreas, seja em locais alterados (incluindo a área urbana de Cananéia), restingas arbóreas e no ecossistema florestal.

Entre as aves, Thraupidae destaca-se com o maior número de espécies consumidoras de frutos (n=13). Tais espécies são de hábitos onívoros, mas com uma tendência maior à frugivoria, atuando como importantes dispersoras para os frutos consumidos (RODRIGUES 1991; NAOKI 2003; LOPES *et al.* 2013; FERREIRA *et al.* 2017). Turdidae, mesmo reunindo apenas cinco espécies, também merece destaque, uma vez que consumiram 41% das espécies de frutos registrados. A grande maioria dos estudos que abordam dieta das espécies de aves cita o gênero *Turdus* como um dos mais representativos, como em Reichard *et al.* (2001), del Hoyo *et al.* (2005), Pizo

(2007), Gasperin & Pizo (2009), Lopes *et al.* (2013). Tais resultados decorrem não só pelo fato das espécies consumirem uma ampla variedade de plantas (JORDANO *et al.* 2007), mas também por serem tidas como uma das espécies mais comumente observadas e capturadas (ALVES 2001; EFE 2001; EFE *et al.* 2007; BISPO & SCHERER-NETO 2010; VOGEL *et al.* 2012), o que facilita o estudo de sua dieta. Já Tyrannidae, mesmo sendo a segunda família mais representativa (n=06), com exceção de *Pitangus sulphuratus* (bem-te-vi), todas as demais consumiram um número reduzido de plantas (n=04). Tal resultado se justifica principalmente pelo fato de que a grande maioria dos representantes da família, mesmo tendo hábitos onívoros, tendem a ter uma dieta composta mais por insetos (SICK 2001), enquanto que frutos podem acabar sendo apenas um complemento na dieta.

Entre as espécies registradas predando sementes, quatro são psitacídeos. Tal família abriga espécies cuja dieta se baseia principalmente em frutos, porém, as sementes desses frutos também acabam frequentemente sendo exploradas como alimento, o que acaba por inviabilizar sua germinação (SICK 2001). Mesmo diante disso, tal comportamento não anula completamente a função dispersora dos psitacídeos, uma vez que os frutos podem ser levados para longe de sua planta mãe e, a ave, ao transportá-los, pode disseminar sementes intactas, atuando também como dispersoras (BIANCO *et al.* 2016; BAÑOS-VILLALBA *et al.* 2017). Apenas *R. bresilius* entre os Passeriformes foi observado predando sementes nas vagens ainda verdes de *S. bicapsularis*. Semelhante a isso, os demais representantes da família Thraupidae apresentam um comportamento típico de alimentação que envolve o mandibular dos frutos (enquanto que outros frugívoros engolem frutos inteiros), aproveitando-se da polpa e descartando as sementes (MOERMOND 1983). Diante disso, mesmo que as sementes não passem pelo trato gastrointestinal dessas aves, o fato de conduzi-las para outras localidades já justifica a sua importância como dispersoras (LEVEY 1987; VALENTE 2001; MANHÃES 2003; FERREIRA *et al.* 2017).

Entres as espécies de frutos utilizadas como alimento pelas aves, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* merecem destaque, sendo ambas consumidas por *A. brasiliensis* (para *L. racemosa* foi observado o consumo de frutos e flores). Segundo Brauko *et al.* (2011), são escassos os registros de aves se alimentando de frutos ou propágulos de manguezal, ficando restrito apenas àquelas com bicos mais robustos, como *Tangara sayaca* e *Ramphocelus bresilius*. Plantas de mangue são conhecidas por serem ricas em taninos e outros fenóis, variando em concentração

conforme o tecido da planta, sendo considerada uma estratégia de defesa contra a herbivoria (MOONEY & GULMON 1981; ROBERTSON 1988), o que aparentemente não se mostra um limitante para algumas espécies de aves. Especificamente para *A. brasiliensis*, estudos que abordam os itens alimentares consumidos pela espécie fazem menção apenas ao consumo de frutos de *A. schaueriana* (SCHERER-NETO 1989; SIPINSKI 2003), onde o registro aqui descrito do consumo de *L. racemosa* vem enriquecer a lista de itens explorados pela ave.

No que se refere à sobreposição de nicho trófico, as localidades diferiram significativamente, sendo maior na Ilha de Cananéia, o que corrobora com nossa hipótese inicial. A Ilha de Cananéia, mais especificamente na Mata do Brocuanha, onde as amostragens se concentraram, existe um histórico de alterações ambientais bem mais intenso do que na Ilha do Cardoso, incluindo o corte de espécies arbóreas. Com isso, baseado em observações feitas em campo, algumas espécies produtoras de fruto ocorrem em número reduzido, como *E. edulis*, *I. edulis* e *Ilex* spp., fazendo com que as fontes de recurso sejam mais escassas, o que leva a uma sobreposição maior por parte das aves.

Além do estado de conservação da área, a presença de um ecossistema florestal que se situa na porção central da ilha em contato direto com a restinga é outro fator que pode influenciar na menor sobreposição na Ilha do Cardoso. Em tal ecossistema existem espécies frutíferas que não ocorrem na restinga, sendo que as aves, ao se deslocarem entre os gradientes, possuem mais opções de plantas a serem exploradas.

No presente estudo, as aves tenderam a explorar de maneira ampla os recursos disponíveis em um dado momento, onde apenas as espécies de mangue (já discutido anteriormente) e *Cinnamomum triplinerve* foram consumidas por apenas uma espécie de ave. No caso de *C. triplinerve*, por mais que apenas tenhamos registrado *Turdus albicollis* se alimentando do fruto, Martins *et al.* (2014) citam que a espécie apresenta dispersão ornitocórica e não faz menção a esta ser monoespecífica.

Para *Aburria jacutinga* e *Turdus flavipes* comumente atribui-se um grau de dependência ao palmito-juçara (*E. edulis*; SICK 2001). No presente estudo, para *T. flavipes*, registramos outras onze espécies de plantas consumidas pela espécie, o que reduz em tese essa dependência em relação a *E. edulis*. Já *A. jacutinga* foi registrada alimentando-se uma única vez e apenas de frutos maduros de *E. edulis*. Diante disso,

seria necessário um maior esforço focado apenas na espécie para estudar a sua dieta e estimar o grau de dependência em relação a tal planta nas florestas da Ilha do Cardoso.

O resultado da análise de redundância que relacionou a morfometria das aves com a morfometria dos frutos consumidos por elas, expressa uma relação positiva entre as variáveis. Porém, tal resultado deve ser interpretado com cautela, partindo do pressuposto que a relação foi explicada em apenas 33% ($r^2=0,33$). Dentro desse valor de explicação, analisando separadamente cada um dos eixos da RDA, o mais representativo (97% da proporção explicada) não demonstra nenhuma tendência de relação entre uma medida das aves com uma medida dos frutos, o que nos leva a crer apenas que aves maiores tendem a consumir frutos maiores. A partir de tal relação, juntamente com os resultados de sobreposição de nicho trófico, podemos nos estender ao fato de que espécies pequenas e grandes tendem a explorar de maneira diversificada os recursos, onde o fator limitante acaba sendo o tamanho máximo do fruto que pode ser ingerido por elas, assim como discutido por Moermond & Denslow (1985). Diante disso, para explorar frutos grandes, aves de pequeno porte podem fazer uso de estratégias diferentes para consumi-los. Como exemplo, podemos citar os registros efetuados do consumo de *Psidium guajava* por várias espécies de Passeriformes de pequeno porte e o consumo de *Syargus romanzofiana* por *R. bresilius*, onde em ambos os casos os indivíduos alimentaram-se extraíndo com o bico pequenas porções do fruto. Outra estratégia observada envolveu *Turdus albicollis* e *Turdus flavipes* se alimentando de *Symplocos uniflora*, onde observamos que as aves procuram selecionar os frutos menores, uma vez que os ingerem inteiros.

O segundo eixo mais representativo (apenas 3% da proporção explicada) demonstra uma relação discreta entre o comprimento total das aves, largura do bico e altura do bico, com o diâmetro e o comprimento das sementes e entre o comprimento do bico e as dimensões do fruto. Nessa linha de resultados, estudos abordam principalmente a relação morfométrica das aves com o tamanho dos frutos consumidos, incluindo o comprimento corporal (JORDANO 1987), largura do bico (HERRERA 1984; MOERMOND & DENSLOW 1985; JORDANO 1987; PARTASASMITA *et al.* 2017) e altura do bico (MOERMOND & DENSLOW 1985; PARTASASMITA *et al.* 2017). Diante disso, vale a pena fazer uma ressalva para as espécies que ingerem frutos inteiros, que as dimensões da semente podem atuar mais como um fator limitante do que o próprio fruto, uma vez que um pericarpo mais

volumoso porém, menos rígido, possibilitaria a ingestão mesmo que com dificuldade pela ave, ao contrário do que ocorreria com uma semente de tamanho superior.

Ainda no que se refere às variáveis que se relacionam aos recursos alimentares explorados, juntamente com o comprimento do bico, a forma das asas, comprimento do tarso, musculatura dos membros inferiores e a massa corporal das aves são também citadas como variáveis anatômicas que influenciam diretamente o comportamento de forrageamento das espécies de aves (MOERMOND & DENSLOW 1985; JORDANO 1987; 2000) e, conseqüentemente, nos frutos a serem explorados por elas. Somado a isso, a morfologia dos bicos pode ainda refletir mais precisamente as adaptações para a exploração, mandibulação e o consumo do alimento (GRANT & GRANT 2008; DE LÉON *et al.* 2012; TOKITA *et al.* 2017; QUIROGA *et al.* 2018). Isso se deve ao seu arranjo estrutural que reflete principalmente na força de esmagamento dos itens (HERREL *et al.* 2005), o que pode limitar a exploração de frutos duros. Apesar de não ter sido identificado em nenhuma das espécies registradas por nós, a relação entre a morfologia dos bicos e dos frutos consumidos pode ocorrer de maneira mais restrita, o que refletiria em um estreitamento de nicho trófico, onde apenas uma faixa específica de tamanho de frutos seria consumido (SMITH & SWEATMAN 1976; DEHLING *et al.* 2016; BENDER *et al.* 2018). Sendo assim, com base nos nossos dados, a assembleia de aves consumidoras de frutos em ambas as áreas é caracterizada mais como generalista, explorando uma variedade maior de frutos no momento em que estes se encontram disponíveis.

5 CONCLUSÃO

Nossa primeira hipótese referente à sobreposição de nicho trófico foi confirmada, havendo diferença significativa entre as localidades amostradas e sendo superior na Ilha de Cananéia (Mata do Brocuanha). Sendo assim, tal resultado pode ser justificado por dois fatores principais: as alterações antrópicas mais intensas que a Mata do Brocuanha foi e está exposta e ao fato da Ilha do Cardoso apresentar um ecossistema florestal que abriga espécies frutíferas que acabam sendo exploradas também pelas aves que ocorrem na restinga.

Nossa segunda hipótese, a de que não haveria relação entre a morfometria das aves e dos frutos consumidos por elas apresentou uma relação positiva que não refuta totalmente nossa hipótese, uma vez que a relação entre as variáveis foi explicada em

apenas 33% ($r^2=0,33$). Dentro desse valor de explicação, analisando separadamente cada um dos eixos da RDA, o mais representativo (97% da proporção explicada) não demonstra nenhuma tendência de relação entre uma medida das aves com uma medida dos frutos, o que nos leva a crer apenas que aves maiores tendem a consumir frutos maiores. Sendo assim, dentro do nível de confiabilidade de 33%, existe uma tendência de que aves maiores consumam frutos maiores, o que não inviabiliza que espécies de pequeno porte possam eventualmente explorar frutos grandes, desde que utilizem estratégias diferentes. De maneira mais discreta, foi observado que o comprimento total das aves, largura do bico e altura do bico se relaciona com o diâmetro e o comprimento das sementes e que o comprimento do bico está relacionado com as dimensões do fruto. Sendo assim, para as espécies que ingerem frutos inteiros, as dimensões da semente podem atuar mais como um fator limitante do que as dimensões do próprio fruto. Já o comprimento do bico, bem como outras variáveis morfológicas apontadas em outros estudos, acaba por interferir diretamente no comportamento de forrageamento e, conseqüentemente, no tipo de fruto a ser explorado.

6 REFERNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA-NETO, M.; CAMPASSI, F.; GALETTI, M.; JORDANO, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, n. 4, p. 503-513, 2008.

ALVES, M. A. S. Estudo de ecologia de aves na Ilha Grande, Rio de Janeiro. In CÂNDIDO-JR J. F.; STRAUBE, F. C; ROOS, A. L. (Eds.) **Ornitologia e Conservação: da ciência as estratégias**. Tubarão: Editora Unisul. p. 61-68, 2001.

ATHIÊ, S.; DIAS, M. M. Frugivoria por aves em um mosaico de Floresta Estacional Semidecidual e reflorestamento misto em Rio Claro, São Paulo, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 26, n.1, p. 84-93, 2012.

AVERY, M. L.; SCHREIBER, C. L.; DECKER, D. G. Fruit sugar preferences of house finches. **The Wilson Bulletin**, v. 111, n. 1, p. 84-88, 1999.

BAÑOS-VILLALBA, A.; BLANCO, G.; DÍAZ-LUQUE, J. A.; DÉNES, F. V.; HIRALDO, F.; TELLA, J. L. Seed dispersal by macaws shapes the landscape of an Amazonian ecosystem. **Scientific Reports, London**, v. 7, Article 7373, 2010.

BECKMAN, N. G.; ROGERS, H. S. Consequences of seed dispersal for Plant recruitment in tropical forests: Interactions within the seedscape. **Biotropica**, v. 45, p. 666–681, 2013.

BENDER, I.; KISSLING, W. D.; BÖHNING-GAESE, K.; HENSEN, I.; KÜHN, I.; WIEGAND, T.; DEHLING, D. M.; SCHLEUNING, M. Functionally specialised birds respond flexibly to seasonal changes in fruit availability. **Journal of Animal Ecology**, v. 86, n. 4, p. 800-811, 2017.

BENDER, I. M.; KISSLING, W. D.; BLENDINGER, P. G.; BÖHNING-GAESE, K.; HENSEN, I.; KÜHN, I.; MUÑOZ, M. C.; NEUSCHULZ, E. L.; NOWAK, L.; QUITIÁN, M.; SAAVEDRA, F.; SANTILLÁN, V.; TOPFER, T.; WIEGAND, T.; DEHLING, D. M.; SCHLEUNING, M. Morphological trait matching shapes plant–frugivore networks across the Andes. **Ecography**, v. 41, p. 1910-1919, 2018.

BISPO, A. A.; SCHERER-NETO, P. Taxocenose de aves em um remanescente da Floresta com Araucária no Sudeste do Paraná, Brasil. **Biota Neotropical**, v. 10, n. 1, p. 121-130, 2010.

BLANCO, G.; BRAVO, C.; PACIFICO, E. C.; CHAMORRO, D.; SPEZIALE, K. L.; LAMBERTUCCI, S. A.; HIRALDO, F.; TELLA, J. L. Internal seed dispersal by parrots: an overview of a neglected mutualism. **PeerJ**, v. 4, p. 1-16.

BLENDINGER, P. G.; GIANNINI, N. P.; ZAMPINI, I. C.; ORDOÑEZ, R.; TORRES, S.; SAYAGO, J. E.; RUGGERA, R. A.; ISLA, M. I. Nutrients in fruits as determinants of resource tracking by birds. **Ibis**, v. 157, n. 3, p. 480-495, 2015.

BOTERO-DELGADILLO, E.; BAYLY, N. J. Does morphology predict behavior? Correspondence between behavioral and morphometric data in a Tyrant-flycatcher

(Tyrannidae) assemblage in the Santa Marta Mountains, Colombia. **Journal of Field Ornithology**, v. 83, n. 4, p. 329-342, 2012.

BRAUKO, K. M.; CAMARGO, M. G.; LANA, P. C. A new method to assess herbivory levels on *Rhizophora mangle* L. fruits in mangroves with different degrees of forest complexity. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 6, p. 9–15, 2011.

BROWN, C. J.; O'CONNOR, M. I.; POLOCZANSKA, E. S.; SCHOEMAN, D. S.; BUCKLEY, L. B.; BURROWS, M. T.; DUARTE, C. M.; HALPERN, B. S.; PANDOLFI, J. M.; PARMESAN, C.; RICHARDSON, A. J. Ecological and methodological drivers of species' distribution and phenology responses to climate change. **Global Change Biology**, v. 22, n. 4, p. 1548-1560, 2016.

CÁCERES, N. C.; PRATES, L. Z.; GHIZONI JR, I. R.; GRAIPEL, M. E. Frugivory by the black-eared opossum *Didelphis aurita* in the Atlantic Forest of southern Brazil: Roles of sex, season and sympatric species. **Biotemas**, v. 22, p. 203-211, 2009.

CARLO, T. A.; AUKEMAN, J. E.; MORALES, J. M. Plant-frugivore interactions as spatially explicit networks: Integrating frugivore foraging with fruiting plant spatial patterns. In: DENNIS, A. J.; SCHUPP, E. W.; GREEN, R. J.; WESTCOTT, D. A. (Eds.). **Seed dispersal: theory and its application in a changing world**, CABI, Wallingford, UK, 2007.

CHANTHORN, W.; WIEGAND, T.; GETZIN, S.; BROCKELMAN, W. Y.; NATHALANG, A. Spatial patterns of local species richness reveal importance of frugivores for tropical forest diversity. **Journal of Ecology**, v. 106, n. 3, p. 925-935, 2018.

CIIAGRO. Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas. Disponível em <http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/Quadros/>. Acessado em 20/11/2018.

DAVID, J. P.; MANAKADAN, R.; GANESH, T. Frugivory and seed dispersal by birds and mammals in the coastal tropical dry evergreen forests of southern India: A review. **Tropical Ecology**, v. 56, n. 1, p. 41-55, 2015.

D'AVILA, G.; GOMES-JR, A.; CANARY, A. C.; BUGONI, L. The role of avian frugivores on germination and potential seed dispersal of the Brazilian Pepper *Schinus terebinthifolius*. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 3, p. 45-51, 2010.

DE GIORGI, J.; PISKUREWICZ, U.; LOUBERY, S.; UTZ-PUGIN, A.; BAILLY, C.; MÈNE-SAFFRANÉ, L.; LOPEZ-MOLINA, L. An endosperm-associated cuticle is required for Arabidopsis seed viability, dormancy and early control of germination. **PLoS genetics**, v. 11, n. 12, 2015.

DEHLING, D. M.; JORDANO, P.; SCHAEFER, H. M.; BÖHNING-GAESE, K.; SCHLEUNING, M. Morphology predicts species' functional roles and their degree of specialization in plant–frugivore interactions. **Proceedings of the Royal Society: Biological Sciences**, v. 283, 2016.

DE LEÓN, L. F.; ROLSHAUSEN, G.; BERMINGHAM, E.; PODOS, J.; HENDRY, A. P. Individual specialization and the seeds of adaptive radiation in Darwin's finches. **Evolutionary Ecology Research**, v. 14, n. 4, p. 365-380, 2012.

DEL HOYO J.; ELLIOT, A.; CHRISTIE, D. A. **Handbook of the birds of the world, vol. 10. Cuckoo-shrikes to thrushes**. Lynx Edicions, Barcelona, Spain, 2005.

DE JESUS, S.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Frugivory by birds in *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae) and *Myrsine coriacea* (Myrsinaceae). **Revista Brasileira de Ornitologia-Brazilian Journal of Ornithology**, v. 15, n. 31, p. 7, 2013.

DE LÉON, L. F.; ROLSHAUSEN, G.; BERMINGHAM, E.; PODOS, J.; HENDRY, A.P. Individual specialization and the seeds of adaptive in Darwin's fincher. **Evolutionary Ecology Research**, v. 14, n. 4, p. 365-380, 2012.

DUAN, Q.; GOODALE, E.; QUAN, R. C. Bird fruit preferences match the frequency of fruit colours in tropical Asia. **Scientific Reports**, v. 4, n. 5627, 2014.

DUNHAM, A. E.; RAZAFINDRATSIMA, O. H.; RAKOTONIRINA, P.; WRIGHT, P. C. Fruiting phenology is linked to rainfall variability in a tropical rain forest. **Biotropica**, v. 50, n. 3, p. 396-404, 2018.

EFE, M. Inventário e distribuição da avifauna do Parque Saint' Hilaire, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Tangara**, v. 1, n. 1, p. 12-25, 2001.

EFE, M.; OLIVEIRA, A. C.; KOCH, M.; FLORES J. M.; SHERER, S. B. Avifauna da Área de Proteção Ambiental do Ibirapuitã, Rio Grande do Sul, Brasil. **Ornithologia**, v. 2, n. 1, p. 14-24, 2007.

EKLÖF, A.; JACOB, U.; KOPP, J.; BOSCH, J.; CASTRO-URGAL, R.; CHACOFF, N. P.; NATACHA, P.; DALSGAARD, B.; DE SASSI, C.; GALETTI, M.; PAULO R.; SILVIA, G.; LOMÁSCOLO, B.; GONZÁLEZ, A. M. M.; PIZOM.A.; RADER, R.; RODRIGO, A.; TYLIANAKIS, J. M.; VÁZQUEZ, D. P.; ALLESINA, S. (2013). The dimensionality of ecological networks. **Ecology Letters**, v. 16, p. 577–583, 2013.

ERIKSSON, O. Evolution of angiosperm seed disperser mutualisms: the timing of origins and their consequences for coevolutionary interactions between angiosperms and frugivores. **Biological Reviews**, v. 91, n. 1, p.168-186, 2016.

FERREIRA, A. C.; DOS SANTOS, A. F.; VOGEL, H. F. Investigação bibliográfica e análise do potencial de dispersão de sementes por aves frugívoras no Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 18, n. 2, 2017.

FLEMING, T. H. Do tropical frugivores compete for food? **American Zoologist**, v. 19, n. 4, p. 1157-1172, 1979.

FLEMING, T. H. Fruiting plant-frugivore mutualisms: the evolutionary theater and the ecological play. In. PRICE, P. W.; LEWINSOHN, T. M.; FERNANDES, G. W.; BENSON, W. W. (Eds.). **Plant Animal Interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions**. John Wiley & Sons, New York, 1991.

FLEMING, T. H.; BREITWISCH, R.; WHITESIDES, G. H. Patterns of tropical vertebrate frugivore diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, n. 1, p. 91-109, 1987.

FLORA DO BRASIL 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 19 de dezembro de 2018.

FRICKE, E. C.; TEWKSBURY, J. J.; WANDRAG, E. M.; ROGERS, H. S. Mutualistic strategies minimize coextinction in plant–disperser networks. **Proceedings of the Royal Society Biological Science**, v. 284, n. 1854, 2017.

FUJITSU, A.; MASAKI, T.; NAOE, S.; KOIKE, S. Factors influencing quantitative frugivory among avian species in a cool temperature forest. **Ornithological Science**, v. 15, n. 1, p. 75-84, 2016.

GAGETTI, B. L.; PIRATELLI, A. J.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Fruit color preference by birds and applications to ecological restoration. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 4, p. 955-966, 2016.

GASPERIN, G.; PIZO, M. A. Frugivory and habitat use by thrushes (*Turdus* spp.) in a suburban area in south Brazil. **Urban Ecosystems**, v. 12, n. 4, p. 425, 2009.

GAUTIER-HION, A.; DUPLANTIER, J. M.; QURIS, R.; FEER, F.; SOURD, C.; DECOUX, J. P.; DUBOST, G.; EMMONS, L.; ERARD, C.; HECKETSWEILER, P.; MOUNGAZI, A.; ROUSSILHON, C.; THIOLLAY, J. M. Fruit characteristics as basis of fruit choice and seed dispersal in a tropical forest vertebrate community. **Oecologia** v. 65, p. 324-337, 1985.

GRANT, P. R. 1981. The feeding of Darwin's finches on *Tribulus cistoides* (L.) seeds. **Animal Behaviour**, v. 29, p.785-793, 1981.

GRANT, P. R.; GRANT, B. R. Unpredictable Evolution in a 30-year study of Darwin's finches. **Science**, v. 196, p. 707-711, 2002.

GUILHERME, F. A. G.; MORELLATO, L. P. C.; ASSIS, M. A. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 4, p.725-737, 2004.

GRAY, M. A.; BALDAUF, S. L.; MAYHEW, P. J.; HILL, J. K. The Response os Avian Feeding Guilds to tropical forest Disturbance. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 133-141, 2007.

HERREL, A.; PODOS, J.; HUBER, S. K.; HENDRY, P. Bite performance and morphology in a population of Darwin's fincher: implications for the Evolution of beak shape. **Funcional Ecology**, v. 19, p. 43-48, 2005.

HERRERA, C. M. Adaptation to frugivory of Mediterranean avian seed dispersers. **Ecology**, v. 65, n. 2, p. 609-617, 1984.

HERRERA, C. M.; PELLMYR, O. 2002. **Plant-animal Interactions: An Evolutionary Approach**. Willey Blackwell Publishing, 2002.

HUTCHINSON, G. E. Homage to Santa Rosalia or whyare there so many kindsof animals? **American Nathuralist**, v. 93, p. 145-159, 1959.

INNES, J.; KELLY, D.; OVERTON, J. M.; GILLIES, C. Predation and other factors currently limiting New Zealand forest birds. **New Zealand Journal of Ecology**, v. 34, n. 1, p. 86, 2010.

JANZEN, D. H. 1983. Dispersal of seeds by vertebrate guts. In. FUTUYMA, D. J.; SLATKIN, M (Eds.). **Coevolution**, Sunderland, Sinauer, p. 232-262, 1983.

JORDANO, P. Frugivory, external morphology and digestive system in Mediterranean sylviid warblers *Sylvia* spp. **Ibis**, v. 129, p. 175-189, 1987.

JORDANO, P. Fruits and frugivory. In. FENNER, M. (Ed.). **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities, 2nd edition**, CABI Publ., Wallingford, UK, p. 125-166, 2000.

JORDANO, P.; GARCÍA, C.; GODOY, J. A.; GARCIA-CASTAÑO, J. L. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. **Proceedings National Academy of Sciences USA**, v. 104, p. 3278-3282, 2007.

KRÜGEL, M. M.; BEHR, E. R. Utilização de frutos de *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae) por aves no Parque do Ingá, Maringá, Paraná. **Biociências**, v. 6, n. 2, p. 47-56, 1998.

LENZ, J.; BÖHNING-GAESE, K.; FIEDLER, W.; MUELLER, T. Nomadism and seasonal range expansion in a large frugivorous bird. **Ecography**, v. 38, n. 1, p. 54-62, 2015.

LEVEY, D. J. Seed size and fruit-handling techniques of avian frugivores. **The American Naturalist**, v. 129, n. 4, p. 471-485, 1987.

LEVINE, J. M.; MURRELL, D. J. The Community-level consequences of seed dispersal patterns. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, v. 34, p. 549-574, 2003.

LOPES, L. E.; FERNANDES, A. M.; MARINI, M. Â. Diet of some Atlantic Forest birds. **Revista Brasileira de Ornitologia-Brazilian Journal of Ornithology**, v. 13, n. 22, p. 9, 2013.

MACARTHUR, R. Population ecology of some warblers of northeastern coniferous forest. **Ecology**, v. 39, p. 599-619, 1958.

MANCINO, L. C.; OVERBECK, G. E.; BAPTISTA, L. R. D. M. Structure of the tree stratum of three swamp forest communities in southern Brazil under different soil conditions. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 1, p. 30-39, 2015.

MANHÃES, M. A. Dieta de Traupíneos (Passeriformes, Emberizidae) no Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia: Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 93, p. 59-73, 2003.

MARCHIORI, N. M.; ROCHA, H. R. D.; TAMASHIRO, J. Y.; AIDAR, M. P. M. Tree community composition and aboveground biomass in a secondary Atlantic forest, Serra do Mar state park, Sao Paulo, Brazil. **Cerne**, v. 22, n. 4, p. 501-514, 2016.

MARQUES, M. C.; OLIVEIRA, P. E. A. M. Fenologia de espécies do dossel e do sub-bosque de duas Florestas de Restinga na Ilha do Mel, sul do Brasil. **Revista brasileira de Botânica**, v. 27, n. 4, p. 713-723, 2004.

MARTIN, T. E. Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. **Annual review of ecology and systematics**, v. 18, n. 1, p. 453-487, 1987.

MARTINS, V. F.; CAZOTTO, L. P. D.; SANTOS, F. A. M. D. Dispersal spectrum of four forest types along an altitudinal range of the Brazilian Atlantic Rainforest. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 1, 2014.

MELO, G. L.; PENATTI, N. C.; RAIZER, J. Fruit of a contrasting colour is more detectable by frugivores. **Journal of Tropical Ecology**, v. 27, p. 319-322, 2011.

MENDOZA, I.; PERES, C. A.; MORELLATO, L. P. C. Continental-scale patterns and climatic drivers of fruiting phenology: A quantitative Neotropical review. **Global and Planetary Change**, v. 148, p. 227-241, 2017.

MELO, G. L.; PENATTI, N. C.; RAIZER, J. Fruit of a contrasting colour is more detectable by frugivores. **Journal of Tropical Ecology**, v. 27, p. 319-322, 2011.

MOERMOND, T. C. Suction-drinking in tanagers Thrauidae and its relation to frugivory. **Ibis**, v. 125, p. 545-549, 1983.

MOERMOND, T. C.; DENSLOW, J. S. Neotropical avian frugivores: patterns of behavior, morphology, and nutrition, with consequences for fruit selection. **Ornithological Monographs**, p. 865-897, 1985.

MOLINARI, J. El mutualismo entre frugívoros y plantas en las selvas tropicales: aspectos paleobiológicos, autoecologías, papel comunitario. **Acta Biológica Venezolana**, v.14, n. 4, p. 1-44, 1993.

MOONEY, H. A.; GULMON, S. L. Constraints on leaf structure and function in reference to herbivory. **BioScience**, v. 32, p. 198-206, 1981.

MORELLATO, L. P. C.; TALORA, D. C.; TAKAHASHI, A.; BENCKE, C. C.; ROMERA, E. C.; ZIPPARRO, V. B. Phenology of Atlantic rain forest trees: a comparative study. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 811-823, 2000.

MIYAO, S. Y.; NISHIHARA, L.; SARTI, C. C. Características físicas e químicas do sistema estuarino lagunar de Cananéia-Iguape. **Boletim do Instituto de Oceanografia**, v. 34, p. 23-36, 1986.

NAOKI, K. The relative importance of arthropods and fruits in foraging behavior of omnivorous tanagers (Thraupidae): the comparison of three methods. **Condor**, p. 135-139, 2003.

OLIVEIRA-BARCELOS, A.; PERÔNICO, C.; EUTRÓPIO, F. J. Color and odor of artificial fruit used to signal potential dispersers in the Atlantic forest in Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 60, n. 2, p. 295-931, 2012.

OSTFELD, R. S.; KEESING, F. Pulsed resources and community dynamics of consumers in terrestrial ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, n. 6, p. 232-237, 2000.

PANETTA, F. D.; MCKEE, J. Recruitment of the invasive ornamental, *Schinus terebinthifolius*, is dependent upon frugivores. **Australian Journal of Ecology**, v. 22, n. 4, p. 432-438, 1997.

PALACIO, F. X.; VALOY, M.; BERNACKI, F.; SANCHEZ, M. S.; NÚÑEZ-MONTELLANO, M. G.; VARELA, O.; ORDANO, M. Bird fruit consumption results from

the interaction between fruit-handling behaviour and fruit crop size. **Ethology Ecology & Evolution**, v. 29, n. 1, p. 24-37, 2017.

PARTASASMITA, R.; MARDIASTUTI, A.; SOLIHIN, D. D.; WIDJAJAKUSUMAH, R.; PRIJONO, S. N. Frugivorous bird characteristic of seed disperser in shrubland tropical forest West Java, Indonesia. **Biodiversitas Journal of Biological Diversity**, v. 18, n. 1, 2017.

PIACENTINI, V. Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; MAURÍCIO, G. N.; PACHECO, J. F.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L. F.; BETINI, G. S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A. C.; LIMA, L. M.; PIOLI, D.; SCHUNCK, F.; AMARAL, F. R.; BENCKE, G. A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L. F. A.; STRAUBE, F. C.; CESARI, E. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia-Brazilian Journal of Ornithology**, v. 23, n. 2, p. 90-298, 2015.

PIZO, M. A. Seed deposition pattern and survival of seeds and seedlings of two Atlantic Forest Myrtaceae species. **Brazilian Journal of Botany**, v. 26, n. 3, p. 371-377, 2003.

PIZO, M. A. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape in southeast Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 15, p. 117-126, 2004.

PIZO M. A. Frugivory by birds in degraded areas of Brazil. In: DENNIS, A. J.; SCHUPP, E. W.; GREEN, R. J.; WESTCOTT, D. W. (Eds.) **Seed dispersal: theory and its application in a changing world**, CABI, Wallingford, UK, 2007.

PIZO, M. A.; GALETTI, M. Métodos e perspectivas do estudo da frugivoria e dispersão de sementes por aves. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Technical Books, Rio de Janeiro, RJ, p. 492-504, 2010.

PIZO, M. A.; SILVA, W. R.; GALETTI, M.; LAPS, R. Frugivory in cotingas of the Atlantic Forest of southeast Brazil. **Ararajuba**, v. 10, n. 2, p. 177-185, 2002.

POWLESLAND, R. G.; DILKS, P. J.; FLUX, I. A.; GRANT, A. D.; TISDALL, C. J. Impact of food abundance, diet and food quality on the breeding of the fruit pigeon, *Parea Hemiphaga novaeseelandiae chathamensis*, on Chatham Island, New Zealand. **Ibis**, v. 139, n. 2, p. 353-365, 1997.

QUIROGA, V.; LORENZÓN, R. E.; MAGLIER, G.; RONCHI-VIRGOLINI, A. L. Relationship between morphology and trophic ecology in an assemblage of passerine birds in riparian forests of the Paraná River (Argentina). **Avian Biology Research**, v. 11, n. 1, p. 44-53, 2018.

RAMOS-ROBLES, M.; ANDRESEN, E.; DÍAZ-CASTELAZO, C. Temporal changes in the structure of a plant-frugivore network are influenced by bird migration and fruit availability. **PeerJ**, v. 4, n. 2048, 2016.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2017. URL <http://www.R-project.org/>.

REICHARD, S. H.; CHALKER-SCOTT, L.; BUCHANAN, S. Interactions among non-native plants and birds. In: MARZLUFF J. M.; BOWMAN R.; DONNELLY, R. (Eds.) **Avian ecology and conservation in an urbanizing world**. Kluwer Academic, Dordrecht, The Netherlands, 2001.

RIBON, R.; SIMON, J. E.; MATTOS, G. T. de. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 17, n. 6, p. 1827-1839, 2003.

ROBERTSON, A. I. Decomposition of mangrove leaf litter in tropical Australia. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 116: 235-247, 1988.

RODRIGUES, M. Ecologia alimentar de traupídeos (Aves: Thraupinae) em uma área de mata atlântica do estado de São Paulo. Dissertação de Mestrado, UNICAMP, 1991.

RUEDEN, C. T.; SCHINDELIN, J.; HINER, M. C.; DEZONIA, B. E.; WALTER, A. E.; ARENA, E. T.; ELICEIRI, K. W. ImageJ2: ImageJ for the next generation of scientific image data, **BMC Bioinformatics**, 2017.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; MESQUITA, H. S. L.; CINTRÓN-MOLERO, G. The Cananéia Lagoon Estuarine System, São Paulo, Brazil. **Estuaries**, v. 13, n. 2, p. 193-203, 1990.

SCHERER NETO, P. Contribuição à biologia do papagaio-de-cara-roxa, *Amazona brasiliensis* (Linnaeus, 1758) (Aves, Psittacidae). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, 1989.

SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira, 2001.

SILVA, A. M. D. Sobreposição em assembleias de aves frugívoras e dispersão de sementes no cerrado *Sensu stricto*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Uberlândia, 2013.

SIPINSKI, E. A. B. O papagaio-de-cara-roxa (*Amazona brasiliensis*) na Ilha Rasa, PR – aspectos ecológicos e reprodutivos e relação com o ambiente. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, 2003.

SMITH, J. N. M.; SWEATMAN, H. P. A. Feeding habitats and morphological variation in Cocos Finches. **Condor**, v. 78, p. 244-248, 1976.

SMYTHE, N. Relationships between fruiting seasons and seed dispersal methods in a neotropical forest. **American Naturalist**, v. 104, p. 25-35, 1970.

SNOW, D. W. A possible selective factor in the evolution of fruiting seasons in tropical forest. **Oikos**, v. 15, p. 274-281, 1965.

SZTUTMAN, M.; RODRIGUES, R. R. O mosaico vegetacional numa área de floresta contínua da planície litorânea, Parque Estadual da Campina do Encantado, Pariqueira-Açu, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 2, p. 161-176, 2002.

TALORA, D. C.; MORELLATO, P. C. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 23, n. 1, p. 13-26, 2000.

TERBORGH, J. Community aspects of frugivory in tropical forests. **Frugivores and seed dispersal**, Springer, Dordrecht, 1986.

TILMAN, D. **Resource competition and Community structure**. Princeton University Press, Princeton, USA, 1982.

TOKITA, M.; YANO, W.; JAMES, H. F.; ABZHANOV, A. Cranial shape evolution in adaptive radiations of birds: comparative morphometrics of Darwin's finches and Hawaiian honeycreepers. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 372, n. 1713, 2017.

VALENTE, R. M. Comportamento alimentar de aves em *Alchornea glandulosa* (Euphorbiaceae) em Rio Claro, São Paulo. **Iheringia: Série Zoologia**, v. 91, p. 1-8, 2001.

VAN DER KOOI, C. J.; PEN, I.; STAAL, M.; STAVENGA, D. G.; ELZENGA, J. T. M. Competition for pollinators and intra-communal spectral dissimilarity of flowers. **Plant Biology**, v. 18, n. 1, p. 56-62, 2016.

VAN SCHAIK, C. P.; TERBORGH, J. W.; WRIGHT, S. J. The phenology of tropical forests: adaptive significance and consequences for primary consumers. **Annual Review of ecology and Systematics**, v. 24, n. 1, p. 353-377, 1993.

VILLARD, M.; TRZCINSKI, M. K.; MERRIAM, G. Fragmentation Effects on Forest Birds: Relative Influence of Woodland Cover and Configuration on Landscape Occupancy. **Conservation Biology**, v. 13, n. 4, p. 774–783, 1999.

VOGEL, H.F.; ZAWADZKI, C. H.; METRI, R. Occurrence of thrushes in an urban fragment of Araucaria forest in southern Brazil. **Biota Neotropical**, v. 12, n. 4, 2012.

WARREN, R. J.; GILADI, I.; BRADFORD, M. A. Competition as a mechanism structuring mutualisms. **Journal of ecology**, v. 102, n. 2, p. 486-495, 2014.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, v. 33, p. 1-25, 1979.

WILSON, A. L.; DOWNS, C. T. Food intake rates, assimilations efficiency, and transit times of Knysna (*Turaco corythaix*) Turaco fed South African indigenous fruit. **Journal of Ornithology**, v. 153, n. 2, p. 285-290, 2012.

WILLSON, M. F. Avian frugivory and seed dispersal in Eastern North America. In. JOHNSNTON, R. F. (Ed.) **Current Ornithology**. New York, Plenum v. 3, p. 223-279, 1983.

WILLSON, M. F.; GRAFF, D. A.; WHELAN, C. J. Color preferences of frugivorous birds in relation to the colors of fleshy fruits. **Condor**, v. 92, n. 3, p. 545-555, 1990.

WRIGHT, S. J. Seasonal drought and the phenology of understory shrubs in a tropical moist forest. **Ecology**, v. 72, p. 1643-1657, 1991.

WRIGHT, S. J.; CALDERÓN, O. 1995. Phylogenetic patterns among tropical flowering phenologies. **Journal of Ecology**, v. 83, n. 6, p. 937-948, 1995.

WRIGHT, S. J.; CARRASCO, C.; CALDERON, O.; PATON, S. The El Niño Southern Oscillation, variable fruit production, and famine in a tropical forest. **Ecology**, v. 80, n. 5, p. 1632-1647, 1999.

YANG, L. H.; BASTOW, J. L.; SPENCE, K. O.; WRIGHT, A. N. What can we learn from resource pulses? **Ecology**, v. 89, n. 3, 621-634, 2008.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Destaco a seguir os principais pontos referentes a cada um dos capítulos que constituíram a presente tese:

Capítulo 1: Comunidade de aves do Parque Estadual Ilha do Cardoso (SP)

- Destaca-se a riqueza de espécies registradas no PEIC (n=332), incluindo 28 espécies consideradas endêmicas para o Brasil e 33 com algum grau de risco de extinção;
- Ressalta-se também a presença de algumas espécies indicadoras da qualidade ambiental, como *Aburria jacutinga*, *Touit melanonotus* e *Carpornis melanocephala* e a importância da área para reprodução, descanso e alimentação de espécies migratórias ou em rota de migração;
- Entre os ecossistemas amostrados, a restinga apresentou a maior riqueza (n=227), seguida da floresta (n=145), manguezal (n=118), praia (n=36), baixio (n=25), mar (n=15) e em voo (n=11);
- Em relação a frequência de ocorrência (FO) (excluindo as 12 espécies identificadas por registros fotográficos), 71 espécies foram registradas em todos os meses amostrados (FO=100%), enquanto que 45 apresentaram registros em apenas um mês (FO=4%);
- No que se refere ao status de ocorrência, 57% das espécies foram enquadradas como residentes, 19% visitantes ocasionais, 13% residentes incomuns, 6% migratórias, 3% visitantes oriundas do hemisfério norte e 2% visitantes oriundas do hemisfério sul;
- Baseado nas 332 espécies registradas, foi possível reconhecer 25 guildas com base nos itens alimentares, tamanho corporal e estrato em que comumente forrageiam, sendo as mais representativas na comunidade, as guildas de “Insetívoros de estrato

médio” (n=55), “Onívoros de copa” (n=33), “Piscívoros” (n=31) e “Consumidores de invertebrados aquáticos” (n=26);

Capítulo 2: Riqueza, abundância e guildas tróficas de aves em três fitofisionomias no Parque Estadual Ilha do Cardoso, litoral sul do Estado de São Paulo

- Nossa primeira hipótese de que (i) a riqueza e a abundância relativa em nível de espécie e de guildas diferem entre os ecossistemas de manguezal, restinga e floresta foi confirmada. Sendo assim, as oscilações na riqueza e abundância associadas com fatores ambientais, levam a crer que existe um deslocamento de indivíduos entre os ecossistemas amostrados, influenciado provavelmente pela disponibilidade de recursos;

- A segunda hipótese de que (ii) a riqueza de espécies, a abundância de indivíduos e o número de guildas variam sazonalmente dentro dos ecossistemas também foi confirmada. Tal resultado contribui para o fato de que existe um deslocamento de indivíduos entre os ecossistemas e agrega o fato de que estes ocorrem de maneira sazonal;

- A manutenção de diferentes fitofisionomias que compõem uma determinada área é fundamental para a manutenção da comunidade de aves como um todo, partindo do pressuposto de que várias espécies são sazonalmente dependentes dos recursos que se encontram disponíveis em cada um dos ecossistemas que a compõem;

Capítulo 3: Efeitos da alteração ambiental em uma comunidade de aves no litoral sul do Estado de São Paulo

- Nossa hipótese inicial de que (i) a riqueza, abundância, diversidade, número e frequência relativa de guildas tróficas difere entre os locais (Ilha do Cardoso e a Mata do Brocuanha) e entre os ecossistemas associados, sendo inferiores na Mata do Brocuanha foi confirmada. A única exceção se deu na riqueza do ecossistema marinho e dos baixios;

- No que se refere à riqueza, mesmo diante de um número reduzido de espécies (n=223) comparado à Ilha do Cardoso (n=332), a Mata do Brocuanha conserva ainda 62% de sua avifauna original, além de servir como um importante ponto de parada ou destino para espécies migratórias;
- Já para o número de guildas identificadas, destaca-se apenas a ausência de Granívoros de Estrato Médio. Com isso, subentende-se que praticamente todos os nichos na área ainda estão presentes após as alterações ambientais, estando a diferença restrita ao número de espécies que compõem cada guilda;
- As ausências na Mata do Brocuanha se restringem a espécies mais suscetíveis às alterações ambientais e, em alguns casos, perseguidas para fins cinegéticos, como por exemplo *Penelope* spp. A ausência ou reduzida abundância de frugívoros traz consequências diretas no processo de regeneração da área, visto sua importância como potenciais dispersores de sementes;
- Pensando no histórico de alterações, podemos afirmar que os impactos na comunidade só não foram maiores devido ao fato de que a área não se encontra isolada, o que garante um aporte de indivíduos oriundos do entorno;

Capítulo 4: Frugivoria por aves em remanescentes de Floresta Atlântica localizados nas Ilhas de Cananéia e do Cardoso, litoral sul do Estado de São

- Nossa primeira hipótese de que (i) ao compararmos os eventos de frugivoria entre as áreas a sobreposição de nicho trófico é maior na Ilha de Cananéia foi confirmada. Tal resultado provavelmente se deve às alterações antrópicas que a Mata do Brocuanha foi e está exposta e ao fato da Ilha do Cardoso apresentar um ecossistema florestal que abriga espécies frutíferas que acabam sendo exploradas também pelas aves que ocorrem na restinga, reduzindo assim a sobreposição;
- A segunda hipótese de que (ii) a variação morfométrica das espécies de aves não está relacionada com o tipo de fruto consumido foi, em um primeiro momento, rejeitada devido a obtenção de uma relação positiva entre as variáveis. Porém, vale ressaltar

que a relação foi explicada em apenas 33% ($r^2=0,33$), o que não permite refutar totalmente a hipótese.

- Dentro do nível de confiabilidade de 33%, existe uma tendência de que aves maiores consumam frutos maiores, o que não inviabiliza que espécies de pequeno porte possam eventualmente explorar frutos grandes, desde que utilizem estratégias diferentes;

- De maneira mais discreta (apenas 2% da proporção explicada), foi observado que o comprimento total das aves, largura do bico e altura do bico se relaciona com o diâmetro e o comprimento das sementes e que o comprimento do bico está relacionado com as dimensões do fruto. Sendo assim, para as espécies que ingerem frutos inteiros, as dimensões da semente podem atuar mais como um fator limitante do que as dimensões do próprio fruto. Já o comprimento do bico, bem como outras variáveis morfológicas apontadas em outros estudos, acaba por interferir diretamente no comportamento de forrageamento e, conseqüentemente, no tipo de fruto a ser explorado.